

# Recherche et validation des critères d'application des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes par leur comparaison et leur application in situ



C4H5O2\_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1  
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**RECHERCHE ET VALIDATION DES CRITERES D'APPLICATION  
DES METHODOLOGIES D'EVALUATION DES RISQUES  
POUR LES ECOSYSTEMES PAR LEUR COMPARAISON  
ET LEUR APPLICATION IN SITU**

**RAPPORT FINAL**

mai 2011

A. DERAM, A. HAYET - ILIS – Université de Lille



Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

**Avertissement :**

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :  
**RECORD**, Recherche et validation des critères d'application des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes par leur comparaison et leur application in situ, 2011, 649 p, n°08-1014/3A
  
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)  
[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

© RECORD, 2011

Cette recherche a permis la réalisation de la thèse de doctorat d'**Audrey HAYET** intitulée «Contribution de l'écologie à la caractérisation des sites contaminés, application à l'évaluation des risques écologiques».

Celle-ci a été soutenue avec succès le 26 janvier 2010 à la faculté de pharmacie de Lille.

Ces travaux de thèse et leurs compléments ont été réalisés entre 2006 et 2010 au sein de l'Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS) de l'Université Lille 2. Les directeurs de thèse étant le Dr. Bruno de Foucault et le Dr. Annabelle Deram.

Ce travail a bénéficié d'un cofinancement ADEME – RECORD par le biais d'une bourse de thèse.

## **RESUME**

En 2004, le Réseau coopératif de recherche sur les déchets et l'environnement (RECORD) a soutenu une étude bibliographique visant à comparer les différentes méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE) couramment utilisées à l'échelle internationale. La comparaison de neuf méthodologies a permis de souligner la similarité des concepts de l'ERE, quelle que soit la méthode, susceptible de permettre à terme une harmonisation de leur réalisation. Toutefois, de nombreuses sources de variabilités ayant également été constatées notamment en ce qui concerne l'application et la construction des méthodologies, une variabilité de la caractérisation du risque en fonction de la méthodologie utilisée ne pouvait être totalement exclue. Ainsi, à l'issue de cette étude, plusieurs questions subsistaient : « Est-il possible, à l'heure actuelle, de réaliser des ERE dans le contexte français (en fonction des données écologiques disponibles, de la protection des espaces et des espèces, du contexte législatif, notamment) ? » ; « Est-il nécessaire de caractériser, par le biais d'inventaires de terrain, l'écosystème des sites étudiés dans le cadre de l'ERE ? » ; « La variabilité méthodologique relevée lors de l'étude bibliographique s'exprime-t-elle lors de la mise en pratique des ERE ? » ; « Est-ce que la variabilité méthodologique induit une variabilité de la caractérisation des risques ? ». Pour répondre à ces questions, RECORD et des soutiens complémentaires obtenus auprès de l'ADEME et de RETIA ont confié à ILIS la réalisation de la présente étude qui s'articule en deux axes. Le premier axe traite de l'apport des inventaires de terrain en ERE et a fait l'objet d'une thèse soutenue à la faculté de pharmacie de Lille par Audrey Hayet (2010) intitulée « Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques ». Le deuxième axe porte sur l'application des méthodologies d'évaluation des risques environnementaux par leur inter-comparaison et leur application sur trois sites contaminés présentant des problématiques de contamination et des objectifs de gestion variables. Les résultats obtenus ont permis une réflexion globale sur les améliorations pouvant être apportées à l'application d'une ERE dans le contexte français. Elles concernent principalement l'évaluation quantitative et la réduction des incertitudes, la quantification de l'exposition et enfin la réalisation d'inventaires écologiques de terrain pour caractériser l'écosystème. Une attention particulière a également été apportée à la prise en compte d'un témoin en ERE : « Quels types de témoins ? », « Comment les définir ? », « Rôle et limites d'utilisation ? » ....

## **MOTS CLES**

Évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE), variabilité des risques écologiques, apport du témoin, inventaires écologiques de terrain, sites contaminés.

## **SUMMARY**

In 2004, RECORD supported a bibliographical study to compare the various methodologies of ecological risk assessment (ERA) usually used on an international scale. So, nine methodologies were compared. Many major conclusions were highlighted. Among them, we will quote that ERA methods have common concepts which can lead, in the end, to harmonizing their implementation. On the other hand, numerous sources of variability can lead to a variability of the characterization of the risk according to the used methodology. At the end of this study, several questions appeared "Is it possible to implement ERA methods in order to calculate the probability of an effect occurring?", "Is it currently possible to implement ERA methods in this context?", "Is it necessary to characterize ecosystems of polluted sites with the help of ecological inventories to implement an ERA?", "Is the methodological variability identified by the previous bibliographical study expressed when the ERA is carried out?", "Is methodological variability induced by the variation of risk characterization". To answer these questions, RECORD, with the help of ADEME and RETIA, decided to implement the present study which is divided in two parts. The first is devoted to the taking into account of ecological inventories in ERAs. This one was the subject of a thesis realized by Audrey Hayet at the pharmaceutical faculty of the University of Lille and entitled "*Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques*". The second part focuses on the applicability of ERA methods by comparing them and applying them in field conditions which correspond to three contaminated sites with various types of contamination and different management objectives. The results obtained allowed us to suggest methodological recommendations which can lead to improve the application of ERA in France. They focus on the quantitative evaluation and the reduction of uncertainties, the quantification of exposure and finally the implementation of ecological inventories to characterize ecosystems. A specific attention was accorded to the taking into account of controls in ERA: "Which types of controls can be used?", How to define controls in ERA?, "What are the role and the limits of ERA controls?"...

## **KEY WORDS**

Ecological risk assessment (ERA), variability of ecological risk, control, ecological inventories, contaminated sites.

# SOMMAIRE

<b>I . INTRODUCTION GENERALE .....</b>	<b>16</b>
<b>II . CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL ET CARACTERISATION DES ECOSYSTEMES .....</b>	<b>20</b>
II.1. Sélection des sites et objectifs des études .....	21
II.2. Contexte environnemental des sites.....	34
II.3. Caractérisation des écosystèmes.....	38
<b>III . APPLICATION DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES (ÉRE) AUX 3 SITES D'ÉTUDE .....</b>	<b>108</b>
III.1. Applicabilité des méthodologies aux problématiques de contamination des sites expérimentaux .....	109
III.2. La méthodologie américaine.....	115
III.3. La méthodologie québécoise .....	178
III.4. La méthodologie du Royaume-Uni .....	231
III.5. Discussion : l'ÉRE permet-elle de répondre aux questions des gestionnaires? .....	276
<b>IV . DISCUSSION SUR L'APPORT DES SITES TEMOINS DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES .....</b>	<b>286</b>
IV.1. Apport du témoin spatial dans l'évaluation des risques pour les écosystèmes .....	292
IV.2. Apport d'un témoin temporel dans l'évaluation des risques pour les écosystèmes.....	304
IV.3. Apport du référent « gestion » dans l'évaluation des risques pour les écosystèmes.....	309
IV.4. Conclusion de la partie III.....	321
<b>V . DISCUSSION SUR LA VARIABILITE DU RISQUE EN FONCTION DE LA METHODOLOGIE D'ÉRE UTILISEE.....</b>	<b>324</b>
V.1. Variabilités méthodologiques et facteurs influants des méthodologies d'ÉRE .....	325
V.2. Variabilités des risques calculés en fonction de la méthodologie utilisée .....	355
<b>VI . DISCUSSION GENERALE.....</b>	<b>363</b>
VI.1. L'évaluation des risques pour les écosystèmes permet-elle de répondre aux questions des gestionnaires ? .....	364
VI.2. Le risque pour les écosystèmes .....	370
<b>VII . RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>374</b>
VII.1. Recommandations techniques.....	375
VII.2. Recommandations méthodologiques .....	378

**VIII . CONCLUSION GENERALE ..... 382**  
**IX . PERSPECTIVES..... 389**  
**X . ANNEXES ..... 395**

## TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation géographique des stations d'étude du site A (fond de carte IGN) .....	27
Figure 2 : <b>Station A1</b> .....	28
Figure 3 : Station A2 - partie sud.....	29
Figure 4 : Station A3.....	30
Figure 5 : Station A4.....	30
Figure 6 : Site C (Google Earth).....	32
Figure 7 : Photographie de l'ancien siphon .....	35
Figure 8 : Localisation des points de prélèvements d'eau (première campagne) du site C (Google Earth) .....	43
Figure 9 : Localisation des points de mesure de la canalisation du site C (Google Earth) .....	46
Figure 10 : Localisation des postes d'observation du test à la rhodamine (Google Earth).....	47
Figure 11 : Carte de localisation des stations d'étude du site C (Google Earth).....	48
Figure 12 : Matériel de mesure utilisé pour la caractérisation du site C .....	50
Figure 13: Matériel de prélèvements des sédiments pour l'étude des Oligochètes.....	55
Figure 14 : Localisation des pièges au niveau de la zone Bm1 .....	88
Figure 15 : Localisation des pièges au niveau de la zone Bm2 .....	89
Figure 16 : Localisation des pièges au niveau de la zone Bm3 .....	89
Figure 17 : Schéma décrivant la méthodologie d'évaluation des risques proposée par l'US EPA.....	115
Figure 18 : Schéma conceptuel de la station A1 .....	126
Figure 19 : Schéma conceptuel de la station A2.....	127
Figure 20 : Schéma conceptuel de la station A3.....	128
Figure 21 : Schéma conceptuel de la station A4.....	129
Figure 22 : Schéma conceptuel global de l'écosystème du site.....	142
Figure 23 : Schéma conceptuel du site C.....	167
Figure 24 : Schéma conceptuel du site B pour l'ÉRÉ quantitative.....	209
Figure 25 : Modèle conceptuel initial .....	244
Figure 26 : Analyse en composantes principales.....	268

Figure 27 : Quotients de risques de chaque agent de stress en fonction des stations.....	272
Figure 28 : Influence des agents de stress sur l'abondance de la macrofaune du sol pour les stations d'étude et le témoin .....	290
Figure 29 : Schéma conceptuel de l'ÉRÉ conduite sur le site A, selon la méthodologie du Royaume-uni.....	293
Figure 30 : Modèle conceptuel d'A1 .....	313
Figure 31 : Modèle conceptuel d'AT1.....	314
Figure 32 : Intégration du témoin en fonction de sa nature dans l'ÉRÉ.....	321
Figure 33 : Extrait du guide de l'ÉRÉ du Royaume-Uni concernant la prise en compte de la biodisponibilité des agents de stress .....	331
Figure 34 : Schémas des principales caractéristiques des méthodologies du Royaume-Uni (UK), du CEAEQ et de l'US EPA.....	349
Figure 35 : Sélection des étapes principales des méthodologies d'ÉRÉ.....	380
Figure 36 : Proposition d'une méthodologie d'évaluation des risques pour les écosystèmes, basée sur les étapes clés des méthodologies testées. ....	381



## TABLES DES TABLEAUX

Tableau 1 : Récapitulatif et justification du choix des parcelles .....	25
Tableau 2. Synthèse descriptive des stations A1, A2, A3 et A4.....	25
Tableau 3 : Méthodes utilisées pour le dosage des différents paramètres pédologiques.....	39
Tableau 4 : Agencement en taille de particules .....	40
Tableau 5 : Substances recherchées dans les eaux de la canalisation et de l'amont de la Moselle lors de la première campagne de prélèvements .....	44
Tableau 6 : Groupes biologiques étudiés selon les sites.....	51
Tableau 7 : Classe matière organique (%) et qualificatif textural .....	57
Tableau 8: Teneurs en ETM du fond pédogéochimique (Sterckeman <i>et al.</i> , 2002) des sols du site A (mg.kg <sup>-1</sup> ) .....	59
Tableau 9: Teneurs totales moyennes (n=4) en ETM (mg.kg <sup>-1</sup> ) des parcelles étudiées .....	60
Tableau 10 : Teneurs dans les eaux de la canalisation lors de la première campagne d'analyses.....	97
Tableau 11 : Teneurs en ETM, HAP et PCB des eaux de la rivière et du rejet.....	99
Tableau 12 : Teneurs en ETM, HAP, PCB et halorformes (et apparentés) des sédiments du site C .....	100
Tableau 13 : Synthèse des domaines d'application des éRé en fonction des sources, vecteur et cible .....	considérés 111
Tableau 14 : Synthèse des sources, vecteur et cibles en présence pour les sites A, B et C...	113
Tableau 15 : Méthodologies d'éRé retenues en fonction des sites d'étude .....	113
Tableau 16 : Estimation de l'aire de répartition en fonction du régime alimentaire (ORNL, 1991) .....	119
Tableau 17 : Calcul du taux d'ingestion en fonction des entités biologiques (ORNL, 1991)	119
Tableau 18 : Teneur en eau des principaux types d'aliments considérés dans les éRé (ORNL, 1991) .....	120
Tableau 19 : Milieux et voies d'exposition des entités cibles de l'éRé du site A.....	130
Tableau 20 : Valeurs toxicologiques de référence.....	132

Tableau 21: Groupes aviaires des stations du site B en fonction de leur régime alimentaire et de leur substrat d'alimentation .....	138
Tableau 22 : Agents de stress des différents milieux du site B (mg.kg <sup>-1</sup> MS pour les sols et les sédiments ; en µg.L <sup>-1</sup> dans les eaux).....	144
Tableau 23 : Espèces utilisées en substitution lors de la modélisation.....	147
Tableau 24 : Valeurs toxicologiques de référence des agents de stress du compartiment « sol » et « eaux de surface » et « sédiment » du site B .....	148
Tableau 25. Indices de risque (IR) des végétaux terrestres et des invertébrés du sol du site B pour les contaminants retenus lors de l'éré .....	150
Tableau 26. Indices de risque (IR) des végétaux aquatiques et des invertébrés aquatiques du site B pour les contaminants retenus lors de l'éré .....	151
Tableau 27. Indices de risque (IR) des végétaux liés au sédiment et des invertébrés benthiques du site B pour les contaminants retenus lors de l'éré .....	151
<b>Tableau 28</b> : Risques mis en évidence pour les mammifères des stations étudiées pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé .....	152
<b>Tableau 29</b> : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé.....	153
<b>Tableau 30</b> : Risques mis en évidence pour les mammifères pour l'ingestion d'eau contaminée.....	155
<b>Tableau 31</b> : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'eau contaminée.....	156
Tableau 32 : Milieux et voies d'exposition préférentielle des entités cible.....	169
Tableau 33 : Valeurs toxicologiques de référence de l'ERE du site C .....	171
Tableau 34 : Indices de risque (IR) des entités cibles du site C en amont du rejet .....	173
Tableau 35 : Indices de risque (IR) des entités cibles du site C en aval du rejet.....	174
Tableau 36 : Profils d'exposition .....	192
Tableau 37 : Risques mis en évidence pour la flore et les invertébrés des stations étudiées	194
Tableau 38 : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A1 .....	195
Tableau 39 : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A1 .....	196
Tableau 40 : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A2.....	196
Tableau 41 : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A2.....	197

Tableau 42 : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A3 .....	197
Tableau 43 : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A3 .....	198
Tableau 44 : Risques mis en évidence pour les mammifères sur A4.....	198
Tableau 45 : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur A4 .....	199
Tableau 46 : Contaminants pris en compte dans le cadre del'éré quantitative .....	204
Tableau 47 : Profil d'exposition pour le site B.....	211
Tableau 48 : Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque de la flore et des invertébrés.....	212
Tableau 49 : Indices de risque pour la flore terrestre .....	213
Tableau 50 : Indices de risque pour les invertébrés du sol .....	213
Tableau 51 : Indices de risque pour la flore et les invertébrés aquatiques, les mammifères et l'avifaune (exposition aquatique) .....	215
Tableau 52 : Indices de risque pour la flore et les invertébrés aquatiques, les mammifères et l'avifaune (exposition via les sédiments).....	216
Tableau 53 : Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque des oiseaux et des mammifères.....	217
Tableau 54 : Risques mis en évidence pour les mammifères du site B pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé.....	218
Tableau 55 : Risques mis en évidence pour l'avifaune du site B pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé .....	219
Tableau 56 : Risques mis en évidence pour les mammifères pour l'ingestion d'eau contaminée .....	221
Tableau 57 : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'eau contaminée.....	222
Tableau 58 : Modèle source – vecteur – récepteur écologique du site A .....	239
Tableau 59 : Voies d'exposition possibles des entités cibles aux ETM du sol .....	241
Tableau 60 : Voies d'exposition pertinentes aux ETM pour les différents groupes de récepteur .....	241
Tableau 61 : Hypothèses, critères d'effets et paramètres de mesure .....	250
Tableau 62: SSVs proposées par l'Environment Agency .....	253
Tableau 63 : SSVs utilisées pour l'étude.....	253

Tableau 64 : Concentrations moyennes des sols en ETM comparées aux SSVs ou au fond pédogéochimique (en mg.kg <sup>-1</sup> ) .....	255
Tableau 65 : Quotients de risque (QR) attribué aux agents de stress pour chaque station du site A et la station témoin .....	256
Tableau 66 : Critères de causalité de Hill.....	266
Tableau 67 : Quotients de risque du site A.....	295
Tableau 68 : Coefficient d'importance des critères de prise de décision .....	301
Tableau 69 : Indices de risque pour la flore et les invertébrés des stations A1 et AT1.....	315
Tableau 70 : Indices de risque pour l'avifaune spécifique d'AT1.....	315
Tableau 71 : Indices de risques des oiseaux observés sur A1 et AT1 .....	316
Tableau 72 : Indices de risque pour les mammifères des stations A1 et AT1 .....	317
Tableau 73 : Extrait du tableau de suivi des erreurs et incertitudes réalisés provenant de la PÉRÉ (CEAEQ).....	342
Tableau 74 : Indices de risque attribués aux agents de stress par entité cible pour la station A1, selon la méthodologie de l'US EPA .....	357
Tableau 75 : Quotient de risque attribué aux agents de stress pour chaque station du site A et de la station témoin, selon la méthodologie du Royaume-Uni .....	357
Tableau 76 : Synthèses des différences concernant les indices de risque et les agents de stress entre les méthodologies appliquées .....	358
Tableau 77 : Synthèse des caractéristiques spécifique des méthodologies influençant les résultats obtenus.....	360
Tableau 78: teneurs en plomb mesurées dans les parties végétatives de plantes herbacées, dans les feuilles des arbres et arbustes et dans les champignons collectés sur A1 (mg.kg <sup>-1</sup> MS) .....	368
Tableau 79 : Proposition de classes d'action pour le site A en fonction des IR calculés.....	370

## *Remerciements*

*Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – Réseau coopératif de recherche sur les déchets et l'environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.*

*Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.*

*Les auteurs remercient le Réseau Coopératif de Recherche sur les Déchets et l'environnement (RECORD) pour avoir financé cette étude. Nous exprimons toute notre gratitude aux membres du comité de suivi de l'étude : Anne Bassères, Alain Pérez, Bénédicte Couffignal, Cécile Grand, Jeanne Serre, Gérard Keck, Julie Charton, Lauro Cimolino et Jean-Luc Meulan pour l'intérêt qu'ils ont porté à ces travaux et leurs précieux conseils, ainsi que pour leur soutien et encouragements au cours de ces cinq années.*

## GLOSSAIRE

**CEAEQ** : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) est une agence du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Il a pour but de fournir des services spécialisés touchant à différents aspects de l'analyse environnementale (analyses de laboratoire, accréditation, études écotoxicologiques et études de terrain).

**Dose journalière d'exposition (DJE)** : dose de substance reçue par l'organisme rapportée au poids de l'individu et au nombre de jours d'exposition (dans le cas d'une substance non cancérigène) et au nombre de jours de la vie entière (dans le cas d'une substance cancérigène).

**Ecotype** : ensemble d'individus d'une même espèce dont les caractéristiques morphologiques et physiologiques sont adaptées aux conditions du milieu, en particulier aux conditions édaphiques ou climatiques.

**Indice de risque** : reflète la probabilité de voir ou non apparaître un effet pour une exposition à un contaminant. Si cet indice est supérieur à 1, il y a probabilité que l'effet apparaisse.

**Méthode** : démarche rationnelle de l'esprit pour arriver à la connaissance.

**Méthodologie** : ensemble des méthodes et des techniques d'un domaine particulier.

**Récepteur**: entité biologique ou écologique susceptible d'être affectée à la suite de l'exposition à un agent stressant. Il peut s'agir d'individu, de populations, de communautés ou d'écosystèmes.

**Réversibilité**: possibilité de revenir, lorsqu'une situation ou une organisation nouvelle prend fin, à une situation ou une organisation antérieure viable.

**Signification écologique** : une réponse est considérée comme significative du point de vue écologique si elle entraîne un changement de structure ou encore de fonction d'un écosystème excédant la variabilité naturelle du système et lorsque ces derniers sont d'ampleur et de durée étendues.

**Taxon** : Groupe d'êtres vivants constituant une unité systématique d'un niveau hiérarchique donné (variété, espèce, genre, famille, classe, embranchement, etc.).

**Valeur toxicologique de référence (VTR)** : appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques qui permettent d'établir une relation entre une dose et un effet (toxique à seuil d'effet) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxique sans seuil d'effet). Ces valeurs sont établies par des instances internationales (OMS, CIPR ...) ou des structures nationales (US-EPA, ATSDR, RIVM, Health, CSHPF ...).

## TABLE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

BCF	Facteur de bioconcentration
BTS	Besauçon techniques services
CEAEQ	Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec
CEC	Capacité d'échange cationique
CMR	Capture - marquage - recapture
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
CRBPO	Centre de recherche sur la biologie des populations d'oiseaux
DCE	Directive cadre sur l'Eau
DJE	Dose journalière d'exposition
DH	Directive Habitats
EA UK	Environmental Agency of United Kingdoms
EIL soil	Ecological impact level
EPS	Échantillonnage ponctuel simple
EQRS	Évaluation quantitative du risque sanitaire
éRé	Évaluation des risques écologiques
ERS	Évaluation des risques sanitaires
ETM	Éléments traces métalliques
FPGC	Fond pédo-géochimique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IA	Individu d'association
IBD	Indice biologique diatomées
IBGN	Indice biologique global normalisé
IBMR	Indice biologique macrophytes rivière
IGN	Institut géographique national
INRA	Institut national de la recherche agronomique
IOBS	Indice oligochètes de bioindication des sédiments
IPA	Indice ponctuel d'abondance
IPL	Institut Pasteur de Lille
IPR	Indice poisson rivière
IR	Indice de risque
IRD	Institut de recherche pour le développement

JORF	Journal officiel de la République française
LAS	Laboratoire d'analyses des sols
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
NQE	Norme de qualité environnementale
NRC	National Research Council
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique
ONEMA	Office national de l'eau et des milieux aquatiques
PCB	Polychlorobiphényles
PEC	Predicted effect concentration
PéRé	Evaluation préliminaire des risques écologiques
PIG	Plan d'intérêt général
PNEC	Predicted No Effect Concentration
QéRé	Évaluation quantitative des risques écologiques
SEQ	Système d'évaluation de la qualité
SSV	Soil screening value
STERF	Suivi temporel des Rhopalocères de France
STOC	Suivi temporel des oiseaux communs
TSBF	Tropical soil biology and fertility
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UNEP	United Nations Environment Program
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VTR	Valeur toxicologique de référence
ZSC	Zone spéciale de conservation



# I. INTRODUCTION GENERALE

En 2004, le Réseau coopératif de recherche sur les déchets et l'environnement (RECORD) a soutenu une étude bibliographique visant à comparer les différentes méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé) couramment utilisées à l'échelle internationale. Ainsi, neuf méthodologies ont été comparées, ce qui a permis de faire émerger des conclusions majeures. Parmi celles-ci, cette étude a souligné que malgré le fait que ces évaluations des risques portent sur les écosystèmes, peu d'entre-elles considèrent l'écosystème effectif des sites et le caractérise. Dans le cadre de ces études, les écosystèmes sont caractérisés sur la base de ressources bibliographiques et expriment donc préférentiellement les potentialités écologiques des sites étudiés, sans respecter le principe de spécificité des évaluations des risques. Cette étude a également conclu sur le fait que les méthodologies d'éRé présentent des concepts communs, permettant d'envisager à terme une harmonisation de leur réalisation. Par contre, de nombreuses sources de variabilités dans l'application et la construction des méthodologies laissent présager d'une variabilité de la caractérisation du risque en fonction de la méthodologie utilisée.

À l'issue de cette étude, plusieurs questions ont émergé :

- Est-il possible de mener à terme des éRé, c'est-à-dire d'obtenir des probabilités d'apparition d'effets néfastes pour les écosystèmes étudiés ?
- Est-il possible, à l'heure actuelle, de réaliser des éRé dans le contexte français (en fonction des données écologiques disponibles, de la protection des espaces et des espèces, du contexte législatif, notamment) ?
- Est-il nécessaire de caractériser, par le biais d'inventaires de terrain, l'écosystème des sites étudiés dans le cadre de l'éRé ?
- La variabilité méthodologique relevée lors de l'étude bibliographique s'exprime-t-elle lors de la mise en pratique des éRé ?
- Est-ce que la variabilité méthodologique induit une variabilité de la caractérisation des risques (les niveaux de risques sont-ils différents en fonction de la méthodologie appliquée à un site) ?

Pour répondre à ces questions, RECORD et des soutiens complémentaires obtenus auprès de l'ADEME et de RETIA ont permis de conduire la présente étude intitulée : « Recherche et

validation des critères d'applicabilité des méthodologies d'évaluation des risques environnementaux par leur inter-comparaison et leur application *in situ* ». Cette étude s'articule en deux axes :

Axe 1 : contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques

Axe 2 : comparaison des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes suite à leur application *in situ*.

Le premier axe traite de l'apport que pourraient engendrer des inventaires de terrain en éRé. Ces questions ont fait l'objet d'une thèse soutenue à la faculté de pharmacie de Lille par Audrey Hayet (2010) intitulée « Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques ». En conséquence, la présente étude s'appuiera pour ces points essentiellement sur cette thèse et y fera référence pour éviter les redondances entre les documents produits. Une analyse complémentaire de cette thématique sera aussi abordée lors de la discussion portant sur la comparaison des sites et de leur témoin (partie III).

Le deuxième axe, portant sur l'application des méthodologies d'évaluation des risques environnementaux par leur inter-comparaison et leur application *in situ*, est l'objet du présent rapport et est scindé en quatre parties selon le plan suivant :

Partie I : contexte environnemental et caractérisation des écosystèmes

Partie II : réalisation des éRé en fonction des méthodologies retenues

Partie III : intérêt des sites témoins dans l'éRé

Partie IV : variabilité du calcul de risque en fonction de la méthodologie utilisée

Les parties I et II, portant sur la présentation des sites et de la réalisation effective des éRé, permettront effectivement de mener des discussions spécifiques sur l'étude des témoins (partie III) et sur la variabilité du risque en fonction des méthodologies (partie IV). Ces premières discussions permettront une discussion générale analysant les retours d'expériences et menant à des propositions méthodologiques, des recommandations et des perspectives visant à définir, tester et valider les critères d'applicabilité des méthodologies testées de manière à faire de l'éRé un réel outil d'aide à la décision. Cet objectif répond à la

forte volonté de la Commission européenne d'harmoniser les procédures d'évaluation des risques.

## **II. CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL ET CARACTERISATION DES ECOSYSTEMES**

La partie I est composée de trois chapitres. Le chapitre 1 a pour objectif de présenter les sites expérimentaux retenus ainsi que les objectifs généraux des études mises en place. Pour chaque site seront également déclinés les objectifs et problématiques spécifiques soulevés par chaque gestionnaire. Le chapitre 2 est consacré à la description du contexte environnemental des sites. Ce chapitre reprend essentiellement les éléments permettant la caractérisation générale du biotope, comme le climat ou la géologie de la zone d'étude. Le chapitre 3 porte sur la caractérisation des écosystèmes des sites d'études. Pour ce faire, le premier paragraphe décrit les protocoles d'investigations écologiques de terrain utilisées pour caractériser le biotope et biocénose. Puis, une synthèse des résultats obtenus est présentée. Ce dernier chapitre a pour objectif de reprendre tous les éléments de caractérisation des sites nécessaires à la réalisation des éRé lors de la partie II..

## **II.1. SELECTION DES SITES ET OBJECTIFS DES ETUDES**

### **II.1.1. STRATEGIE DE SELECTION**

#### **II.1.1.1. Les critères de sélection**

Afin d'orienter le choix des sites d'études possibles, une liste de critères a été élaborée comme suit :

- site contaminé représentant et répondant à une problématique industrielle ou sociétale ;
- présence d'un écosystème sur et/ou à proximité du site ;
- existence d'études antérieures ;
- et localisation dans le Nord – Pas de Calais (accessibilité aux sites d'étude, moindre coût, de connaissance des spécificités des écosystèmes locaux).

Sur cette base, trois sites d'étude ont été initialement sélectionnés car ils répondaient aux critères fixés:

- les parcelles boisées de Metaleurop dont l'ADEME est propriétaire (site A) ;
- une ancienne blanchisserie localisée dans le Nord (site B) ;

- une ancienne usine pétrochimique localisée dans le Pas-de-Calais composée de deux parties : la partie centrale assimilée à un site pollué et la partie « décharge ».

Le troisième site n'a pas été retenu en raison des travaux de dépollution réalisés sur le site (fin des travaux prévue pour 2012). Ces travaux engendrent un remaniement important du site qui n'est pas compatible avec la durée de l'étude. En effet, l'un des principaux objectifs de l'étude est de tester l'applicabilité des méthodologies de l'ÉRÉ. Il est donc important que l'on puisse vérifier la cohérence entre les résultats de l'ÉRÉ et la réalité du terrain. Ne pouvant pas procéder à cette vérification sur un terrain en remaniement constant, le site 3 n'a, par conséquent, pas été retenu. Néanmoins, un ancien site pétrochimique localisé en Moselle a été proposé permettant de mettre en place une étude d'ÉRÉ pour un écosystème aquatique (site C).

Suite à la présentation de ces quatre sites au comité de suivi, trois sites (sites A, B et C) ont été retenus et validés par le comité pour la phase expérimentale de l'étude. Une brève présentation de ces sites est réalisée dans les paragraphes suivants.

### **II.1.1.2. Présentation des sites retenus**

#### **II.1.1.2.1. Le site A**

Le site A se situe dans le Nord - Pas de Calais et correspond à la zone de contamination d'une ancienne usine métallurgique dont les retombées de poussières métalliques ont engendré la contamination essentiellement métallique des sols sur plusieurs kilomètres carrés alentours.

Pendant environ 110 années, une usine de production de fer et de zinc a généré des rejets atmosphériques de plomb, cadmium et zinc, mais aussi d'hydroxyde de soufre. Ce site était un des premiers producteurs de plomb en Europe et utilisait un procédé pyrométallurgique. Cela a induit l'émission d'une forte quantité de poussière dans l'atmosphère (Godin *et al.*, 1989 ; Frangi & Richard, 1997 ; Sterckeman *et al.*, 2000, 2002 ; Douay *et al.*, 2008). L'ADEME (2004) estimait que les rejets avoisinaient 4 tonnes pour le cadmium et 67 tonnes pour le plomb en 1985. En 2002, dernière année de production de l'usine, malgré les mesures de réduction, l'usine rejetait encore 1 tonne de cadmium et 17 tonnes de plomb (DRIRE,

2003). Les cheminées de ce site n'étaient pas la seule source de pollution. En effet, le procédé pyrométallurgique a créé des déchets. Ces scories ont été entassées en extérieur sur un crassier. L'érosion éolienne a permis la dispersion de ces polluants dans l'environnement (Douay *et al.* 2007). Une cartographie réalisée par Frangi & Richard (1997) et une étude menée par Sterckeman *et al.* (2002) ont démontré que les sols situés à proximité de ces sites de production de plomb et de zinc sont contaminés par Ag, As, Bi, Cd, Cu, Hg, In, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Ti et Zn, les plus fortes pollutions étant représentées par Cd, Pb, Zn. En conséquence, les teneurs en cadmium, plomb et zinc des sols agricoles autour du site A peuvent être jusqu'à cent fois plus élevées que les teneurs habituelles agricoles régionales (sols réputés non massivement pollués) (Bidar, 2007).

Face à ce constat, les gestionnaires de l'exploitation industrielle avaient entrepris la conversion d'anciennes parcelles agricoles en plantations afin d'éviter le transfert des contaminants du sol dans la chaîne alimentaire. Cette démarche avait également pour but de réduire l'envol de poussières contaminées et, en conséquence, d'éviter l'élargissement de la zone de pollution. Or, aucune étude n'a, à ce jour, été conduite pour valider ces dernières hypothèses et/ou mesurer l'influence de ces changements d'usage des sols sur l'environnement. De plus, depuis la mise en place d'un plan d'intérêt général (PIG – Métaleurop 1997, reconduit en 2002 et 2005) interdisant les cultures dans cette zone et la fermeture de l'usine (janvier 2003), le maintien de cette politique de plantation est discuté. En effet, depuis la cessation d'activité, les cheminées de l'usine n'émettent plus de poussières chargées en éléments traces métalliques (ETM) dans l'atmosphère et le site a fait l'objet d'une réhabilitation. Néanmoins, les ETM présents dans les sols de la zone de contamination de l'ancienne usine restent confinés dans les couches superficielles des sols (quarante premiers centimètres). Les organismes vivants en contact avec ces sols contaminés y sont largement exposés et peuvent encourir un risque. En conséquence, une des principales interrogations porte sur le risque environnemental encouru par ces parcelles plantées et les décisions attenantes quant au maintien ou à l'arrêt de la politique de plantation ?<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Ces paragraphes ont pour objet une présentation des contextes d'études. Les objectifs précis pour chaque site étudié seront énoncés et déclinés dans le paragraphe II.



Dans le but d'étudier les risques induits par la contamination des sols en ETM sur les écosystèmes de plantations, une prospection du secteur de l'ancienne usine métallurgique a été effectuée afin de sélectionner un échantillon représentatif de l'ensemble des plantations se situant dans la zone de pollution.

Une première visite de terrain, réalisée en novembre 2006, a permis d'initier notre recherche de stations d'étude parmi les parcelles dont l'ADEME est propriétaire (Tableau 1).

Le groupe de parcelles n°1 correspond à un boisement d'érables. La plantation est assez ancienne. L'âge de la plantation confère donc à l'écosystème une certaine stabilité. D'après nos premières observations, la végétation de sous-bois est caractéristique des zones humides et nitrophiles avec des espèces telles que la grande Ortie *Urtica dioica*, le Lamier blanc *Lamium album*, la Consoude *Symphytum officinale* et la Renoncule rampante *Ranunculus repens*. Le recouvrement est faible, ce qui est cohérent avec l'époque de prospection. Aucun signe de gestion anthropique du milieu n'a été constaté. Les parcelles sont faciles d'accès depuis la D160.

La parcelle n°6 a été plantée en 2003 par des essences variées pour lesquelles les espèces choisies ne sont pas toujours régionales. Les plants jeunes, mesurent 2 à 3 mètres de hauteur en général et sont plantés serrés en ligne. La strate herbacée semble entretenue. Cette parcelle, de part son âge, devrait présenter une dynamique évolutive importante.

La parcelle n°7 est occupée par une plantation de peupliers. Le couvert végétal de sous-bois est assez pauvre et composé essentiellement d'espèces nitrophiles telles que la Consoude *Symphytum officinale*, le Gaillet gratteron *Galium aparine*, la grande Ortie *Urtica dioica* et le Lievre terrestre *Glechoma hederacea*. De plus, il fait l'objet d'une fauche apparemment régulière. Ces interventions risquent d'interférer sur les observations écologiques de terrain.

À l'issue de la reconnaissance des parcelles, deux groupes de parcelles n°1 et n°6 ont été retenus pour l'étude. Les justifications de ce choix sont résumées dans le tableau 1.

**Tableau 1 : Récapitulatif et justification du choix des parcelles**

IDENTIFICATION PARCELLE	RETENUE (OUI/NON)	JUSTIFICATION
<b>Groupe 1 (A2)</b>	<b>oui</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <b>Plantation relativement ancienne (&gt;15 ans)</b></li> <li>▪ <b>Aucune activité anthropique</b></li> <li>▪ <b>Accessibilité simple</b></li> </ul>
Groupe 2	non	▪ Parcelle non plantée
Groupe 3		
▪ Parcelle n°AL 85	non	▪ Parcelle non plantée
▪ Parcelle n°AL 92	non	▪ Effet « lisière »
Groupe 4	non	▪ Parcelle non plantée
Groupe 5	non	▪ Parcelle non plantée
<b>Groupe 6 (A4)</b>	<b>oui</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <b>Plantation d'essences variées</b></li> <li>▪ <b>Plantation jeune</b></li> <li>▪ <b>Couvert végétal riche et varié</b></li> <li>▪ <b>Accessibilité simple</b></li> </ul>
Groupe 7	non	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Plantation mono spécifique</li> <li>▪ Couvert végétal banal</li> <li>▪ Pression anthropique (fauche)</li> </ul>

Afin de compléter notre échantillonnage, une reconnaissance du terrain complémentaire, menée en décembre 2006, nous a permis de sélectionner deux stations d'étude supplémentaires. Ainsi, 4 stations représentatives de l'ensemble des plantations de la zone de contamination et présentant une composition arbustive, des âges de plantations ainsi que des teneurs en ETM variables ont été retenues.

Sur la base d'une étude bibliographique préliminaire, les informations principales concernant ces stations sont synthétisées dans le tableau 2.

**Tableau 2. Synthèse descriptive des stations A1, A2, A3 et A4**

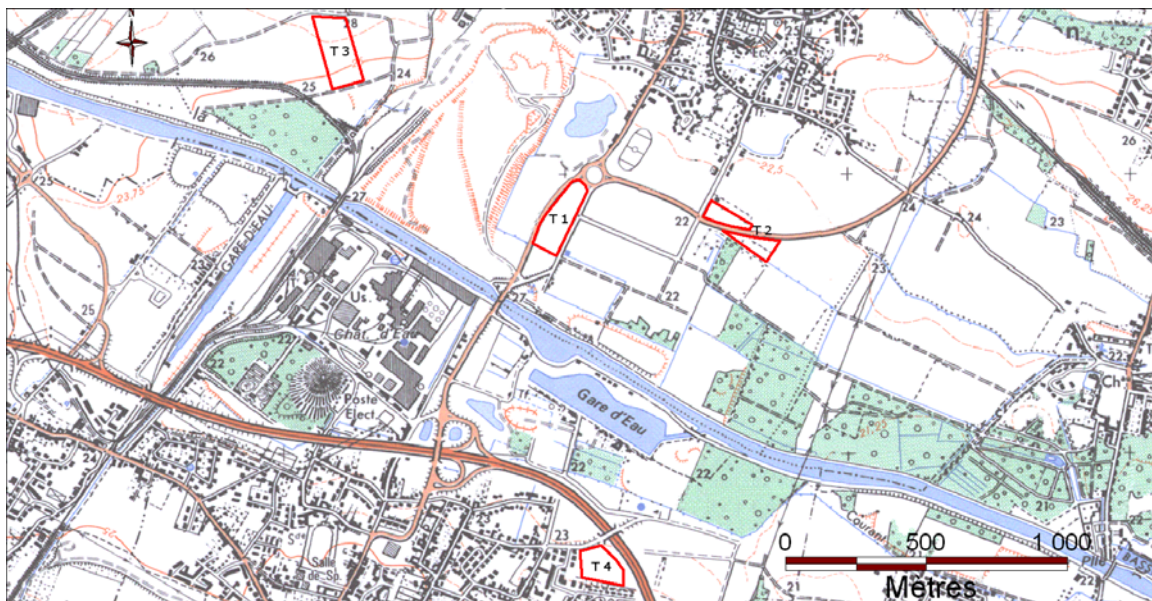
	A1	A2 (groupe 1)	A3	A4 (groupe 6)
--	----	---------------	----	---------------

Année de plantation		1992	1998	1996	2003
Surface (ha)		2,58	2,22	3,37	1,49
Teneur en ETM (mg.kg <sup>-1</sup> ) *	Pb	< 1000	500- 1000	< 1000	200-500
	Cd	10-20	5-10	10-20	5-10
Diversité arborée		6	1	1	4
Espèces plantées		<i>Alnus glutinosa</i> <i>Salix alba</i> <i>Betula pendula</i> <i>Robinia pseudacacia</i> <i>Quercus robur</i> <i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Fraxinus excelsior</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Quercus robur</i> <i>Fagus sylvatica</i>

\* Selon courbe iso-concentration [INRA, 1979, Laboratoire ENSTIMD, 1981-82]

Comme l'indique le tableau 2, l'âge des plantations est compris entre 7 et 18 ans. Les stations A1 et A4 sont plantées de manière plurispécifique mais présentent un cortège d'espèces sensiblement différent. À l'inverse, les stations A2 et A3 sont plantées de manière monospécifique avec chacune une espèce caractéristique (*Acer pseudoplatanus* pour A2 et *Populus sp.* pour A3). La densité de plantations est variable entre ces deux stations. A2 présente, en effet, une densité plus importante que A3, entraînant une nette différence d'ombrage en sous-bois ainsi que le développement d'une strate herbacée différente (friche haute nitrophile pour A2 et prairie haute à graminées pour A3). Sur la base de nos premières observations, nous constatons que le mode de plantation (mono ou plurispécifique) entraîne une stratification et une structure différente de l'écosystème comme l'indique l'absence de strate arbustive au niveau des stations A2 et A3.

En ce qui concerne la contamination des sols, les stations A1 et A3 se situent dans la zone la plus contaminée en ETM (respectivement au sud-est et au nord-est de l'ancienne usine) ; les sols de ces stations présentent, en effet, des teneurs en plomb supérieures à 1000 mg.kg<sup>-1</sup> et des teneurs en cadmium comprises entre 10 et 20 mg.kg<sup>-1</sup>. Les deux autres stations se localisent dans une zone moins contaminée avec des sols présentant des teneurs en ETM comprises entre 200 et 1000 mg.kg<sup>-1</sup> pour le plomb et entre 5 et 10 mg.kg<sup>-1</sup> pour le cadmium. La localisation des quatre stations d'étude, nommées A1, A2, A3 et A4, figure sur la carte IGN. (Figure 1).



**Figure 1** : Localisation géographique des stations d'étude du site A (fond de carte IGN)

Ainsi, trois critères susceptibles d'influer sur l'état et la stabilité de l'écosystème ont été pris en compte. Il s'agit de l'âge de plantation, la diversité des essences plantées et la teneur en ETM dans les sols (basée sur les courbes d'iso-concentrations).

Ce choix méthodologique permet :

- de caractériser des écosystèmes qui, bien qu'ayant une dénomination semblable, présentent des caractéristiques différentes ;
- d'étudier les effets et risques selon un gradient de contamination ;
- d'étudier les effets et risques pour différents types de plantations (gradient d'âge, diversité des essences et mode de plantations) ;
- de statuer sur le fait que l'ÉRÉ puisse être un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires de site (l'ÉRÉ peut-elle permettre de statuer sur le maintien de la politique de plantation ? Peut-elle elle-même permettre d'orienter vers un mode de gestion spécifique, c'est-à-dire un type de plantation ?)

Dans la suite de notre propos, nous allons désormais nous attacher à décrire chacune des quatre stations d'étude.

### *Station A1*

D'une superficie de 2,58 hectares, la station A1 se localise à une distance comprise entre 300 et 600 mètres de l'ancienne usine dans le sens des vents dominants, ce qui explique les fortes teneurs en ETM des sols de cette station. En termes d'infrastructures, elle est longée au nord et au sud par des voiries (une impasse et une route départementale) engendrant des nuisances sonores et la présence de déchets aux abords de la station. Une étude nommée « Impact environnemental de la végétalisation d'anciens sites industriels » a été réalisée sur cette station (avant et après plantation) et a permis d'établir une première description de la plantation que nous avons complétée par nos observations de terrain (visite de terrain, automne 2006). Plantée en 1992, A1 est la plus ancienne des stations de notre contexte d'étude. Elle correspond à une plantation plurispécifique dont la composition en essences se démarque des autres stations par la présence conjointe d'espèces arbustives (ex. : *Alnus glutinosa*) et arborées (ex. : *Fraxinus excelsior*) ainsi que par l'apparition spontanée de nouvelles espèces telles que *Sambucus nigra*.



De même, contrairement aux trois autres stations, A1 est la seule pour laquelle le mode de plantation en ligne n'apparaît plus (plus d'alignement d'individus et/ou d'espèces) donnant à cette parcelle un aspect plus « forestier ».

Figure 2 : **Station A1**

Une comparaison entre l'état de la plantation au moment de la visite de terrain et celle décrite dans l'étude précitée nous a permis de constater la disparition localisée de plusieurs individus plantés, créant ainsi des zones plus ouvertes où se développe une végétation plutôt prairiale (ex. : arrhénathéraie). *In fine*, l'ensemble des caractéristiques de la plantation a abouti au développement d'un écosystème qui, malgré son origine artificielle, tend vers un boisement plutôt naturel comme l'illustre notamment l'installation spontanée de nouvelles espèces et la stratification du boisement (Figure 2).

### Station A2

La station A2 se localise à environ 500 mètres de l'ancienne usine mais, contrairement à A1, elle ne se situe pas dans le sens des vents dominants, ce qui explique des teneurs en plomb et cadmium plus faibles. En terme d'infrastructure, elle présente la particularité d'être divisée en deux par le passage d'une route départementale. Le contexte hydraulique se matérialise par un réseau de fossés délimitant les parties nord et sud de la station A2. Ces fossés recueillent les eaux de lessivage des sols et de la voirie. Ils sont peu souvent en eau et en mauvais état principalement du fait de l'abondance de déchets.



**Figure 3** : Station A2 - partie sud

Sur le plan écologique, la station correspond à une plantation monospécifique et symétrique (alignement d'individus) d'*Acer pseudoplatanus* dont la densité de plants entraîne, en période de foliaison (mai-octobre), un ombrage très important en sous-bois.

La strate arbustive n'est développée qu'en périphérie de la station et des différences sont observées entre les strates herbacées de chaque partie de la station : la partie nord (c'est-à-dire située au nord de la route départementale) de la station héberge une strate herbacée essentiellement composée d'espèces nitrophiles (ex. : *Urtica dioica*, *Galium aparine*) et de graminées (ex. : *Arrhenatherum elatius*) ; en revanche, la partie sud de la station présente une strate muscinale diversifiée et localement abondante et, à l'inverse, la strate herbacée n'est composée que de quelques espèces nitrophiles en très faible abondance laissant parfois le sol à nu. À notre connaissance, cette station n'a pas fait l'objet de travaux scientifiques de nature écologique.

### Station A3

La station A3 se situe au nord-est de l'ancienne usine, dans la zone la plus contaminée (selon le PIG). Contrairement aux stations précédentes, elle est assez éloignée des réseaux de voirie et se situe dans un contexte plutôt agricole. Elle est, en effet, entourée par des champs cultivés et d'autres plantations plus jeunes. Sur le plan écologique, A3 correspond à une

plantation monospécifique de *Populus* sp., symétrique et âgée de plus de dix ans. Comme



l'illustre la figure 4, la densité relativement faible de la plantation et le houppier assez haut des peupliers permettent le développement, en strate herbacée, d'une arrhénathéraie occupant la quasi-totalité de la station. En revanche, la strate arbustive est peu représentée, peu d'installations spontanées d'espèces ont, en effet, été observée.

**Figure 4 : Station A3**

#### *Station A4*



La station A4 est la plus éloignée de l'ancienne usine (environ 1 km). Sa localisation au sud-est de l'ancienne usine dans le sens opposé des vents dominants explique des teneurs en ETM dans les sols moins élevées que pour les autres stations.

**Figure 5 : Station A4**

Elle se situe dans un contexte plutôt urbain, en contrebas de voiries, dont une autoroute, et en périphérie d'habitations. Sur le plan écologique, A4 est la plus jeune des plantations étudiées. Elle est composée d'essences variées dépassant à peine les deux mètres de hauteur au moment de l'étude. Elle est plantée de façon symétrique, chaque ligne étant composée d'une alternance d'espèces différentes. La strate herbacée (Figure 5) est de type prairial et est dominée par *Lolium perenne* vraisemblablement semé.

#### II.1.1.2.2. Le site B

Le site correspond à une ancienne blanchisserie-teinturerie dont l'activité s'est déroulée pendant près de deux siècles. Il est situé dans le département du Nord (59), en rive gauche d'une rivière canalisée à grand gabarit et à proximité de zones marécageuses et de plusieurs boisements. Depuis la cessation d'activité, fin des années 90, le site peut être considéré comme étant à l'état de friche industrielle. L'accès au site est sécurisé par une grille à l'entrée

et un grillage qui délimite le site. L'ensemble des anciens bâtiments a été détruit, seuls quelques vestiges d'activités sont encore visibles tels qu'une dalle de béton et des bassins de lagunage. Ainsi, au moment des investigations effectuées dans le cadre de la présente étude, le site était composé (i) d'une dalle de béton fissurée en de nombreux points et largement colonisée par la végétation; (ii) de vestiges d'aménagement ayant vraisemblablement hébergé des cuves; (iii) d'une ancienne zone de décharge; (iv) de boisements qui couvrent la partie nord et ouest du site et (v) d'une zone de lagunage où le niveau d'eau dans les bassins varie selon le niveau des précipitations.

Sur le plan écosystémique, le site a largement été colonisé par la végétation et la faune associée. Deux principaux types d'habitats se démarquent : (i) des boisements, dont une partie à une origine vraisemblablement artificielle (peupleraies) et (ii) des zones humides où une végétation caractéristique, riche et variée se développe. A l'échelle globale du site, plusieurs stades d'évolution de la végétation se distinguent. Au niveau de la dalle, par exemple, une végétation pionnière caractérisée par l'Orpin âcre *Sedum acre* au niveau herbacée et par le Bouleau verruqueux *Betula pendula* au niveau arbustif est observée. Par contre, au niveau des peupleraies, un stade évolutif plus stable avec une végétation caractéristique des sous-bois nitrophiles est en place. La faune observée sur le site est associée à l'existence de ces zones boisées et humides. On notera, par exemple, la présence d'amphibiens tels que le Triton alpestre *Triturus alpestris* et la Grenouille rousse *Rana temporaria*, et d'une avifaune de milieux humides (exemple : le Héron cendré *Ardea cinerea* dont on soupçonne la nidification d'un couple sur le site). Des rapaces ont également été contactés lors de la visite de site, notamment la Buse variable *Buteo buteo* et le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus*. Enfin, une partie du site d'étude a été classée en ZNIEFF en raison de la diversité de ses habitats (boisements artificiels, cours d'eau, zones humides), ce qui témoigne du potentiel écologique du site B.

#### II.1.1.2.3. Le site C

Une reconnaissance du site C a été réalisée le 30 mars 2007 en compagnie des gestionnaires du site. Le site est constitué d'une partie d'un cours d'eau de grand gabarit et de ses rives. Il s'agit d'un cours d'eau canalisé dont une partie est utilisée pour la navigation fluviale. Le tronçon étudié se compose de trois parties (Figure 7) : (1) une partie centrale correspondant



au bras principal faisant suite au barrage hydroélectrique ; sa largeur moyenne est de 84 mètres ; (2) une partie navigable qui comprend une écluse d'une largeur d'environ 12 mètres puis sa largeur augmente progressivement pour atteindre 83 mètres au niveau de sa confluence avec le bras principal ; (3) une troisième partie correspond à la confluence des deux premières et atteint une largeur de 145 mètres. Le tronçon étudié est donc compris entre un barrage hydroélectrique en amont et un point aval, déterminé a priori dans un premier temps, situé à environ 1 km du barrage et matérialisé par un pont ferroviaire.



**Figure 6 : Site C (Google Earth)**

La source de la problématique de contamination correspond à une canalisation se rejetant dans le cours d'eau. Comme l'illustre la carte (Figure 6), le rejet se situe en rive droite, légèrement en amont de la confluence de la partie navigable et du bras principal de la rivière. L'ouvrage collectant les eaux contaminées est composé de trois parties : une partie canalisée, à ciel ouvert, suivant un tracé relativement linéaire, une buse faisant le lien entre la canalisation et la Moselle, et le rejet. Cette canalisation récupère notamment les eaux de lessivage d'une zone d'activités et une partie des eaux communales (voiries). Des différences de débit ont pu être constatées lors de la visite selon la zone de la canalisation observée. Les parties aériennes, notamment, présentent parfois des obstacles à la circulation de l'eau du fait de la présence de déchets, de débris végétaux...

En ce qui concerne le contexte écologique du cours d'eau, un enrochement a été observé sur la quasi-totalité du linéaire de rive. Cet aménagement est peu propice au développement d'une végétation rivulaire. De même, le dénivelé en bas de pente est assez élevé et par conséquent, peu favorable à la fréquentation et au développement d'amphibiens à ce niveau du cours d'eau. Néanmoins, les berges du cours d'eau présentent un couvert végétal dense avec des essences d'arbres variées et une végétation herbacée intéressante et diversifiée. Cette diversité est favorable à l'avifaune et aux insectes.

### **II.1.2. OBJECTIFS DES ÉRE DES SITES A, B ET C**

De manière générale, les objectifs de réalisation des éRé sur les trois sites sont identiques. En effet, le premier objectif est de savoir si, sur la base des connaissances et du profil réglementaire actuels, une éRé peut être menée à bien (Sommes-nous capable d'établir des calculs de risque pour des entités cibles déterminées ?). En outre, quel que soit le site considéré, un deuxième objectif est d'évaluer le degré d'informations apporté par la réalisation des éRé, dans les conditions de connaissance actuelle. Plus précisément, le but est, *in fine*, de savoir si les éRé peuvent être une aide à la gestion du risque écologique à l'instar des l'ERS ou des l'EQRS, qui sont des outils utilisés par les gestionnaires pour gérer les risques sanitaires.

En plus de ces objectifs généraux, des objectifs spécifiques à chaque site ont été déterminés.

Pour le site A, l'objectif principal est de définir si l'éRé peut apporter des réponses au gestionnaire dont les questionnements sont les suivants :

- Les plantations sont-elles un bon mode de gestion écologique ?
- Ce mode de gestion est-il compatible avec le risque environnemental estimé ?
- Y a-t-il moins de risque environnemental pour un site non planté laissé en friche ?
- Si les plantations sont un bon mode de gestion écologique, l'éRé permet-elle d'orienter le gestionnaire vers le type de plantation à adopter ?
- Quel est le niveau de risques induit en fonction de la contamination du sol ?
- Quelles sont les entités cible impactées (prédateur de fin de chaîne alimentaire ? premier maillon exposé ?)

Pour le site B, suite à la rencontre avec le gestionnaire, les objectifs suivants ont été précisés :

- estimer l'effet du site (après activité) sur l'écosystème (approche rétrospective) ;
- identifier les types de recommandations à but écologique qui pourraient être mises en place dans le cadre de la gestion du site (approche prospective).

Pour le site C, répondre à l'objectif général est l'objectif majeur. En effet, il s'agit pour ce site de procéder à l'adaptation et l'application des méthodologies d'ÉRÉ à un site aquatique. Néanmoins, et plus spécifiquement, la problématique soulevée par les gestionnaires de ce site industriel est : Est-ce que les eaux de lessivage du site présentent un risque pour l'écosystème aquatique ?

Ces objectifs sont parmi les questionnements industriels et sociétaux les plus répandus. De plus, et sur la base de la complémentarité des sites choisis à cet effet, ils nous permettent de générer des connaissances portant à la fois sur :

- des écosystèmes aquatiques et terrestres ;
- des polluants inorganiques et organiques, seuls ou en mélange ;
- différentes approches de l'ÉRÉ : prospectives dans le cas des sites A et B, rétrospectives dans les cas des sites B et C.

## **II.2. CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL DES SITES**

### **II.2.1. SITE A**

#### **II.2.1.1. Contexte hydraulique**

Les stations d'étude sont situées dans le bassin alluvial d'une rivière canalisée. Néanmoins, aucun réseau superficiel n'est présent sur ou à proximité des stations d'étude. Seuls des fossés de drainage de la route départementale sont présents sur les stations A1 et A2. Nous notons également la présence en limite de la partie sud de la station A2 d'un ru peu profond.

#### **II.2.1.2. Géologie**

Les couches géologiques du secteur d'étude sont essentiellement d'origine sédimentaire. Des alluvions modernes limono-argilo-sableux recouvrent des limons au sud du site. Ces derniers

reposent sur une couche d'argile du Landénien. Au sud-est, les limons se superposent à une couche de craie blanche du Sénonien.

### II.2.1.3. Contexte climatique

Les données climatiques recueillies par la station météorologique la plus proche reflètent un climat tempéré océanique. Ce climat est soumis à des températures et des précipitations modérées avec un vent assez présent. Les précipitations moyennes annuelles sont de 706 mm avec un pic des précipitations constaté aux mois de juin et novembre. La température moyenne annuelle est de 10,2°C. Un diagramme ombrothermique (Figure 12) présente les données climatologiques du site A.

## II.2.2. SITE B

### II.2.2.1. Contexte hydraulique

Le réseau hydraulique superficiel est localisé dans le bassin alluvial de deux rivières. À l'échelle du site, les eaux superficielles sont représentées par (i) une rivière canalisée à grand gabarit (utilisée pour la navigation fluviale), nommé rivière D, qui se situe à un niveau topographique supérieur à celui du site et qui délimite l'extrémité sud du site, ainsi que par (ii) deux rigoles se jetant dans la rivière précitée en aval du site. La première, nommée Rigole P, était utilisée comme exutoire des eaux usées issues de la blanchisserie après décantation et neutralisation dans les bassins de lagunage. Elle s'écoule depuis l'ouest vers l'est du site.



Figure 7 : Photographie de l'ancien siphon

La seconde, nommée rigole N, traverse le site et est reliée à l'étang situé à proximité de la décharge sauvage du site. La Rigole N était anciennement dissociée de la rigole P et s'écoulait sous cette dernière par l'intermédiaire d'un siphon et de vannes. L'abandon de l'activité du site a entraîné sa dégradation et son aménagement sauvage. Ainsi le siphon a-t-il été bouché et l'écoulement de la Rigole N directement relié à celui de la rigole P par un passage creusé.

Or ce nouveau déversoir, qui ne mesure que quelques centimètres de large, est rapidement bouché par les feuilles des arbres, bloquant ainsi l'écoulement normal des eaux. Ceci participe au débordement de la Rigole N et à l'inondation d'une partie du site.

#### **II.2.2.2. Contexte hydrogéologique**

Deux nappes souterraines, d'importance variable, concernent le périmètre d'étude. La première est une nappe alluviale contenue dans les alluvions qui recouvrent l'ensemble du site. Elle n'est pas utilisée pour l'alimentation en eau potable. La seconde est la nappe de la craie. Elle est localisée à une profondeur comprise entre 40 et 45 mètres au niveau du site. L'aquifère est constitué par les formations crayeuses du Sénonien. Elle est en communication avec la nappe alluviale sous les alluvions de la rivière D et de ses affluents. Ailleurs, elle est captive sous les argiles de la base du Landénien.

#### **II.2.2.3. Géologie**

Le site B est entièrement recouvert par les alluvions modernes. Cette couche géologique repose sur des sables de l'Eocène et la craie sénonienne, aquifère contenant la nappe de la craie. Au droit du site, le sol est principalement constitué par des alluvions et des sables. L'absence de couche géologique à caractère imperméable implique une infiltration en profondeur des eaux de surface.

#### **II.2.2.4. Contexte climatique**

Le climat du site B est caractéristique d'un climat tempéré océanique, relativement venteux marqué par l'absence de températures excessives ainsi que par des précipitations modérées. Les quatre saisons sont assez bien marquées, les étés sont frais et les hivers doux et humides. En effet, sur la base des informations recueillies par la station météorologique la plus proche sur une période de 30 ans allant de 1968 à 1997, la température moyenne annuelle est de 10,2°C. Les mois les plus froids sont les mois d'hiver (de décembre à février) avec des températures comprises entre 3,2 et 3,9°C. Les mois les plus chauds sont juillet et août avec des températures moyennes respectives de 17,8 et 17,9°C. Les précipitations moyennes annuelles sont de 706,1 mm. Les plus importantes précipitations moyennes sont enregistrées pour les mois de juin et de novembre. Les vents dominants sont de secteurs sud-ouest et nord-est. Les vents du secteur sud-ouest sont les plus importants en force et en fréquence.

## **II.2.3. SITE C**

### **II.2.3.1. Contexte hydraulique**

Consécutivement aux aménagements réalisés sur le cours d'eau, le régime hydrologique de la Moselle est relativement harmonieux. Il s'agit d'un régime de type pluvial océanique (Kipgen *et al.*, 1995) avec une période de hautes eaux en hiver présentant un débit moyen de 55 m<sup>3</sup>/s et une période basses eaux avec un débit moyen de 250 m<sup>3</sup>/s. Cette régularité n'exclut pas des événements hors de la norme, crues et étiages, en fonction des vicissitudes des conditions climatiques. De l'artificialisation de la Moselle découlent des altérations hydromorphologiques. Celles-ci correspondent à des modifications anthropiques du lit mineur, des berges et du lit majeur (CIPMS, 2007). Ces modifications concernent la morphologie du cours d'eau. En effet, le dragage et le dérochage du fond du lit ont permis d'augmenter la profondeur à 2,80 mètres ; néanmoins la consolidation des berges a détruit les habitats (Kipgen *et al.*, 1995). Les modifications réalisées sur la Moselle en ont également réduit la dynamique fluviale (profil en large, en long, structure des berges, du substrat, des écoulements...) ;

Comme nous l'avons vu précédemment, notre zone d'étude fait suite à un barrage. Celui-ci vient donc interrompre la continuité de la rivière. Cependant, cette unité de production est dite « au fil de l'eau ». Le fonctionnement des turbines est directement conditionné par le débit de l'eau de la Moselle. Ne fonctionnant pas à partir de retenues d'eau, ces turbines ne modifient en rien l'écosystème local (UEM, 2008).

### **II.2.3.2. Contexte hydrogéologique**

Dans le fond de la vallée sur laquelle repose notre tronçon d'étude, nous sommes en présence d'une nappe alluviale. Il s'agit d'alluvions modernes constituées par des sables et graviers avec une couverture constante de limons. Vers les reliefs, les sols sont remplacés par des Luvisols (sols lessivés) et les alluvions deviennent alors calcaires et argileuses, à tendance limoneuse souvent accusée (District hydrographique international RHIN). Soulignons que la Moselle est en connexion avec la masse d'eau souterraine des "Alluvions de la Moselle" en aval de la confluence avec la Meurthe. En effet, cet aquifère qui possède une porosité importante (CIPMS, 2007) forme un long ruban de part et d'autre de la rivière. Ce réservoir

alluvial est très vulnérable aux pollutions de surface car il ne possède pas de couverture protectrice suffisamment épaisse et continue. (Nguyen-Thé & Durendeu, 2004).

### **II.2.3.3. Géologie**

Le site C est entièrement recouvert par les alluvions modernes. Ceux-ci reposent sur des couches du Jurassique composées essentiellement de calcaires et de marnes. Ces informations confèrent le caractère poreux du sous-sol.

### **II.2.3.4. Contexte climatique**

Le climat du site C est caractéristique d'un climat tempéré continental, soumis à des températures et des précipitations modérées. En effet, sur la base des informations recueillies par la station météorologique la plus proche, les précipitations moyennes annuelles sont de 766 mm avec un pic des précipitations constaté aux mois de mai et décembre et la température moyenne annuelle est de 9,9°C.

## **II.3. CARACTERISATION DES ECOSYSTEMES**

### **II.3.1. PRINCIPES METHODOLOGIQUES**

#### **II.3.1.1. Méthodologies de caractérisation du biotope**

Ce paragraphe est consacré à la description des protocoles d'échantillonnage et d'analyses mis en place pour caractériser les biotopes et leurs contaminations.

##### II.3.1.1.1. Stratégie d'échantillonnage et d'analyses mises en place pour caractériser la contamination des sols du site A

Dans le but d'appréhender les teneurs et la répartition spatiale de la contamination en ETM des sols, quatre sondages de sol ont été réalisés à la tarière manuelle sur chacune des stations (octobre 2008). Les sondages ont été effectués selon un transect correspondant à la diagonale de la station suivant la direction des vents dominants vers le moins exposé. La profondeur du sondage a été fixée à 1,20 mètre, profondeur contenant la quasi-totalité du mas racinaire. Bien que les métaux aient plutôt tendance à s'accumuler dans les horizons supérieurs des sols, nous avons souhaité vérifier leur éventuelle migration en profondeur. Pour cela, chaque sondage a fait l'objet d'un prélèvement selon trois profondeurs prédéfinies (adaptées en fonction de la

pédologie de chaque sondage) : 0 – 20 cm (profondeur a), 20 – 60 cm (profondeur b), 60 – 120 cm (profondeur c). Ainsi, douze échantillons (quatre sondages x trois profondeurs) ont été prélevés par station d'étude. Un total de 48 échantillons pour l'ensemble du site A a fait l'objet d'analyses physico-chimiques visant à déterminer les teneurs en ETM présents dans les sols. Les trois métaux ayant été émis par l'ancienne usine, à savoir le plomb, le zinc et le cadmium, ont été recherchés et dosés. Ces analyses ont été étendues pour cinq autres métaux, classiquement étudiés en matière de sites et sols pollués et cités dans la circulaire n° 90-55 du 18 mai 1990 ; il s'agit du mercure, du chrome, de l'arsenic, du cuivre et du nickel. Les analyses ont été réalisées par un laboratoire d'analyses des sols agréé, le laboratoire d'analyses des sols de l'INRA d'Arras.

Le comportement des ETM dans le sol est influencé par les caractéristiques physico-chimiques des sols (texture, pH, teneurs en matières organiques...) (INRA, 2002). Ainsi, sur chaque station d'étude, un échantillon de sol moyen (confectionné à partir de quatre prélèvements de surface) a été prélevé puis séché à l'air ambiant et passé au travers d'un tamis de 2 mm. Ainsi conditionnés, les échantillons ont été confiés à un laboratoire d'analyse des sols agréé (laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras) afin d'être analysés.

Les paramètres suivants ont été analysés : la texture, la teneur en carbone organique, en azote total, le pH, les teneurs en carbonates totales, la capacité d'échange cationique (CEC), les cations échangeables ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) et le rapport C/N selon les méthodes préconisées par l'AFNOR (1994) (Tableau 3).

**Tableau 3** : Méthodes utilisées pour le dosage des différents paramètres pédologiques

Paramètres	Méthode
Granulométrie	NF X 31-107
Carbone organique	NF ISO 10694
Azote total	NF ISO 13878
pH	NF ISO 10390
Carbone total ( $\text{CaCO}_3$ )	NF ISO 10693
Phosphore	NF X 31-161



Capacité d'échange cationique (CEC)	NF X 31-130
Cations échangeables ( Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> )	NF X 31-108
Manganèse (Mn <sup>2+</sup> )	NF X 31-120

Pour révéler la texture des sols des stations du site A, une analyse granulométrique a été effectuée, selon la norme AFNOR X 31-107, et a permis de classer les particules minérales en fonction de leur taille (Tableau 4). La séparation des différentes fractions a été effectuée par la dispersion des particules minérales après destruction de la matière organique par le peroxyde d'hydrogène puis par la dissémination pour les particules inférieures à 50 µm et par tamisage pour celles supérieures à 50 µm.

**Tableau 4 :** Agencement en taille de particules

Taille de particules	Texture
< 2 µm	argile
2 - 20 µm	limons fins
20 - 50 µm	limons grossiers
50 - 200 µm	sables fins
200 - 2000 µm	sables grossiers

La teneur en carbone organique (CO) a été déterminée selon la norme française ISO 16094. La méthode repose sur la transformation en CO<sub>2</sub> de la totalité du carbone présent dans l'échantillon. La réaction est effectuée en portant ce dernier à 1000 °C en présence d'oxygène. Après séparation chromatographique, la quantité de gaz carbonique formé est quantifiée au moyen d'un catharomètre (conductibilité thermique). Les concentrations en azote total (organique et minéral) ont été déterminées en chauffant l'échantillon à environ 1000 °C en présence d'oxygène. Les produits de combustion ou décomposition sont réduits à l'état d'azote moléculaire (N<sub>2</sub>). Ce dernier est quantifié, après séparation chromatographique, au moyen d'un catharomètre (ISO 13878). Le pH eau du sol a été mesuré selon la norme ISO 10390. Les teneurs en carbonate total (CaCO<sub>3</sub>) ont été déterminées indirectement par la mesure du volume de gaz carbonique dégagé au contact d'acide chlorhydrique (NF ISO 10693). Le

phosphore assimilable a été dosé selon la méthode Joret-Hébert, par extraction à l'oxalate d'ammonium et dosage colorimétrique (norme NF X 31-161). La capacité d'échange cationique (CEC) a été déterminée après percolation d'une solution d'acétate d'ammonium (1M, pH 7) selon la méthode Metson (NF X 31-130). Les cations échangeables tels que le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), le magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), le potassium ( $\text{K}^+$ ), le sodium ( $\text{Na}^+$ ) ont été extraits à l'acétate d'ammonium (1M, pH 7) selon la norme NF X 31-108 et dosés en absorption atomique de flamme pour  $\text{Ca}^+$  et  $\text{Mg}^{2+}$ , et en émission atomique de flamme pour  $\text{K}^+$  et  $\text{Na}^+$ . Le manganèse ( $\text{Mn}^{2+}$ ) a été extrait à l'EDTA et dosé en ICP-AES (NF X 31-120).

#### II.3.1.1.2. Stratégie d'échantillonnage et d'analyses mise en place pour caractériser la contamination des sols et des eaux superficielles du site B

L'analyse de l'historique de l'activité industrielle du site B a permis d'identifier (i) les substances susceptibles de contaminer les sols et (ii) de déterminer les zones préférentielles de contamination. Ainsi, les familles de substances recherchées dans les sols du site B sont les éléments trace métalliques (ETM), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les BTEX (Benzène, Toulène, éthylbenzène et xylènes) et les haloformes et apparentés.

Cinq zones de contamination préférentielles des sols du site B ont été identifiées : la zone de lagunage, la dalle vestige des bâtiments où avaient lieu l'activité principale (blanchiment et teinture), la zone correspondant à l'ancienne chaufferie, les plantations et l'ancienne décharge.

Au sein de chacune de ces zones, plusieurs prélèvements de sol ont été effectués dans les sols de surface et les sols de profondeur afin de déterminer la répartition spatiale et le niveau de contamination des sols du site B.

##### *a. Stratégie d'échantillonnage et d'analyses des eaux de surface du site B*

Déterminées sur la base de l'historique des activités industrielles passées, les familles de substances recherchées dans les eaux de surface du site B sont les éléments trace métalliques (ETM), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les BTEX (Benzène, Toulène, éthylbenzène et xylènes) et les haloformes et apparentés. Plusieurs points de prélèvements (en amont, en aval et sur le site) ont été effectués au niveau de la Rigole N et de la rigole P, d'une mare temporaire (inondée en période de hautes eaux), des bassins de lagunage et de la décharge (partie inondée en période de hautes eaux).

### *b. Stratégie d'échantillonnage et d'analyses des sédiments du site B*

Afin d'évaluer la contamination des sédiments du site B, plusieurs points de prélèvements ont été effectués au niveau des rigoles N et P (amont, aval et *in situ*), de la mare temporaire (inondée en période de hautes eaux) et des bassins de lagunage. Les familles de substances recherchées dans les sédiments du site B sont les éléments trace métalliques (ETM), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les BTEX (Benzène, Toluène, éthylbenzène et xylènes) et les haloformes et apparentés.

### II.3.1.1.3. Stratégie d'échantillonnage et d'analyses mises en place pour caractériser la contamination des eaux et sédiments du site C

Afin de caractériser la source de contamination, nous avons mis en place une stratégie analytique visant à déterminer (i) les polluants présents dans le milieu étudié et (ii) les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau de la canalisation susceptibles d'avoir une influence sur le comportement des substances identifiées. Puis nous nous sommes intéressés à (iii) la migration de ces substances dans l'écosystème récepteur, à (iv) la contamination effective de la Moselle et à (v) ses principales caractéristiques physico-chimiques.

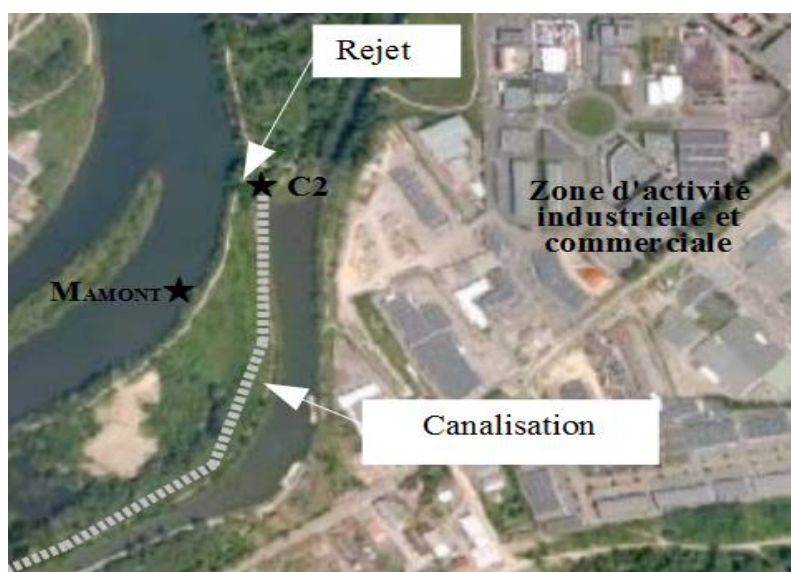
L'ensemble des investigations décrites ci-après a été réalisé en période d'étiage car elle constitue la période où les précipitations sont les plus basses, ce qui signifie une dilution moindre de la contamination, mais également parce qu'elle coïncide avec la période de plus forte activité biologique du milieu aquatique (période de floraison des plantes aquatiques et de reproduction, de nourrissage... de la plupart des animaux de la rivière).

### *a. Identification et quantification des substances présentes dans les eaux de la canalisation*

Afin d'identifier et de quantifier les substances présentes dans les eaux de la canalisation, une première campagne de prélèvements et d'analyses d'eau (nommé « screening analytique » dans le texte) a été réalisée en mai 2008, c'est-à-dire au début de la période d'étiage. Notre objectif étant de déterminer l'influence du rejet sur la Moselle, une analyse des eaux de la rivière en amont du rejet a également été réalisée. En effet, par comparaison entre les substances présentes dans la rivière et celles présentes dans la canalisation, ce prélèvement permet (i) d'identifier les substances présentes dans la rivière qui ne sont pas issues du rejet

étudié ou au contraire celles qui sont directement attribuables au rejet, et (ii) de déterminer la contribution du rejet à l'augmentation potentielle des concentrations de ces substances en aval du rejet.

Ainsi, les prélèvements ont été effectués au niveau de l'entrée de la buse (point C<sub>2</sub>) et dans la Moselle, en amont du rejet (M<sub>AMONT</sub>) (prélèvement effectué à un mètre de la berge, à 30 cm de la surface).



**Figure 8** : Localisation des points de prélèvements d'eau (première campagne) du site C (Google Earth)

Pour orienter nos recherches vis-à-vis des substances à analyser, nous avons établi une liste des substances susceptibles d'être présentes à partir de nos connaissances et de la nature des eaux recueillies (pluviales, industrielles, routières...) par la canalisation (Tableau 5). Par souci d'exhaustivité, cette liste a été complétée des substances figurant dans la DCE<sup>2</sup> et le programme national de lutte contre la pollution des milieux aquatiques<sup>3</sup>.

---

2 Directive cadre européenne (DCE) 2006/16 et les circulaires afférentes, notamment la circulaire DCE 2007/24 du 31 juillet 2007 relative à la constitution et à la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle opérationnel) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau),

3 Arrêté du 21 mars 2007 relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses.

**Tableau 5** : Substances recherchées dans les eaux de la canalisation et de l'amont de la Moselle lors de la première campagne de prélèvements

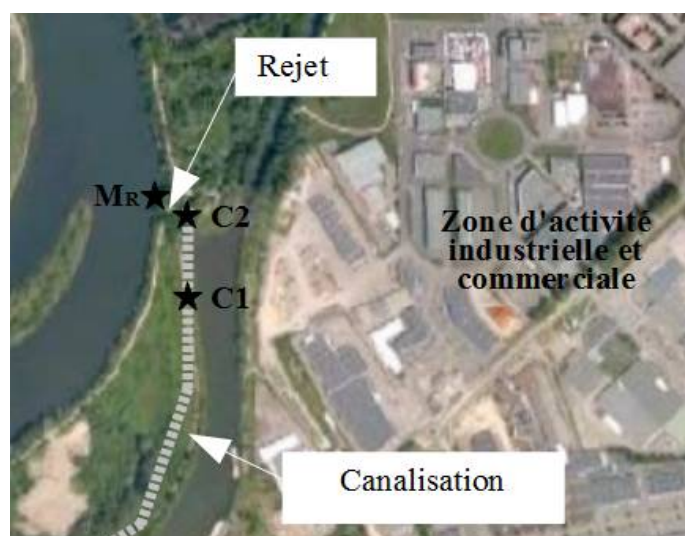
	<b>Substances</b>	<b>Normes qualité</b>	<b>Justification</b>
<b>HAP</b>	Acenaphthylène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,1 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Acenaphthène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Anthracène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Benzo(a)anthracène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Benzo(a)pyrène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Benzo(b)fluoranthène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Benzo(ghi)perylène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Benzo(k)fluoranthène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Chrysène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Fluoranthène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Fluorène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Indeno (1,2,3-cd) pyrène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	DCE - Annexe 5
	Naphtalène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,1 µg/l	DCE - Annexe 5
	Phénanthrène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Pyrène	NF EN ISO 17993 - seuil: 0,01 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
<b>ETM</b>	Arsenic		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Antimoine		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Baryum		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Béryllium		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Cadmium		DCE - Annexe 5 (I)
	Chrome		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Cobalt		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Cuivre		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Étain		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Mercuré	Méthode interne	DCE - Annexe 5 (I)
	Manganèse		Complément laboratoire
	Molybdène		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Nickel		DCE - Annexe 5 (I)
	Plomb		DCE - Annexe 5 (I)
	Strontium		Complément laboratoire
Sélénium		SEQ Eau	
Vanadium		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C	
Zinc		Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C	
<b>HALOFORMES ET APPARENTES</b>	1,2 dichloroéthane	NF EN ISO 10301 - seuil: 20 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	1,1 dichloroéthane	NF EN ISO 10301 - seuil: 10 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	1,1 dichloroéthylène	NF EN ISO 10301 - seuil: 5 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	1,1,1 trichloroéthane	NF EN ISO 10301 - seuil: 0,5 µg/l	SEQ Eau
	1,1,2 trichloréthane	NF EN ISO 10301 - seuil: 5 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	Tétrachloréthane	NF EN ISO 10301 - seuil: 5 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Tétrachloréthylène	NF EN ISO 10301 - seuil: 0,5 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Tétrachlorure de carbone	NF EN ISO 10301 - seuil: 0,1 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Cis 1,2-dichloréthylène	NF EN ISO 10301 - seuil: 50 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	Dibromochlorométhane	NF EN ISO 10301 - seuil: 1 µg/l	Complément laboratoire
	Dichlorobromométhane	NF EN ISO 10301 - seuil: 0,5 µg/l	Complément laboratoire
	Dichloroéthane	NF EN ISO 10301 - seuil: 10 µg/l	Complément laboratoire
	Organohalogenes volatils	Calcul - seuil: 0,1 µg/l	Complément laboratoire
	Trans 1,2-dichloréthylène	NF EN ISO 10301 - seuil: 50 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	Bromoforme	NF EN ISO 10301 - seuil: 5 µg/l	Complément laboratoire
Trichloréthylène	NF EN ISO 10301 - seuil: 0,5 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)	
Chloroforme	NF EN ISO 10301 - seuil: 1 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)	

	<b>Substances</b>	<b>Normes qualité</b>	<b>Justification</b>
<b>PESTICIDES ORGANOCLORES</b>	Alpha-chlordane(cis-chlordane)	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	Alpha-hexachlorocyclohexane	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,02 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Aldrine	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Beta-hexachlorocyclohexane	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Delta-hexachlorocyclohexane	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Dieldrine	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Endosulfan-alpha	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Endosulfan-beta	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe C
	Endrine	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Gamma-chlordane(trans-chlordane)	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	Gamma-hexachlorocyclohexane	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (II)
	Hexachlorobenzene	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
	Heptachlore	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Arrêté du 21 mars 2007 - Annexe A
	Heptachlore epoxyde trans	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Complément laboratoire
	OP'DDD	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Complément laboratoire
	OP'DDE	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Complément laboratoire
	OP'DDT	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Complément laboratoire
	<b>BTEX</b>	PP'DDD	NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l
PP'DDE		NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Complément laboratoire
PP'DDT		NF EN ISO 6468 - seuil: 0,05 µg/l	Complément laboratoire
Benzène		NF ISO 11 423-1 - seuil: 1 µg/l	DCE - Annexe 5 (I)
Ethylbenzène		NF ISO 11 423-1 - seuil: 2 µg/l	SEQ Eau
Toluène		NF ISO 11 423-1 - seuil: 1 µg/l	SEQ Eau
	Xylènes	NF ISO 11 423-1 - seuil: 2 µg/l	SEQ Eau

### *b. Analyse des propriétés physiques et chimiques des eaux de la canalisation*

Afin de caractériser les propriétés physiques et chimiques des eaux de la canalisation, nous avons mesuré et étudié les six paramètres suivants : (i) le pH qui conditionne de nombreux équilibres chimiques (ex. : NH<sub>4</sub> en NH<sub>3</sub>), (ii) la température, (iii) le potentiel d'oxydo-réduction qui permet de connaître l'importance du pouvoir réducteur ou oxydant du milieu, (iv) la hauteur de sédiment, (v) le niveau d'eau et (vi) la vitesse du courant.

Trois points de mesure (figure 9) ont été déterminés : le premier point, noté C1 (C pour canalisation), se situe, dans la canalisation, à environ une centaine de mètres en amont du rejet ; le deuxième point, noté C2, se situe au niveau de l'entrée de la buse et le troisième point, noté MR (M pour Moselle), se situe dans la Moselle au niveau du rejet de la canalisation (sortie de la buse).



**Figure 9** : Localisation des points de mesure de la canalisation du site C (Google Earth)

Le pH, la température et le potentiel d'oxydo-réduction ont été mesurés à l'aide d'un pH-mètre, la hauteur de sédiment et le niveau d'eau à l'aide d'une perche graduée et enfin la vitesse du courant à l'aide d'un courantomètre de type Swofer. Afin de visualiser d'éventuelles variations journalières, les mesures ont été effectuées deux fois par jour (matin et après-midi) pendant deux semaines (une en mai et l'autre en juin 2008). Les principaux événements météorologiques ont été notés afin d'apprécier l'influence des eaux de pluie sur le rejet.

### *c. Comportement et transfert de la contamination*

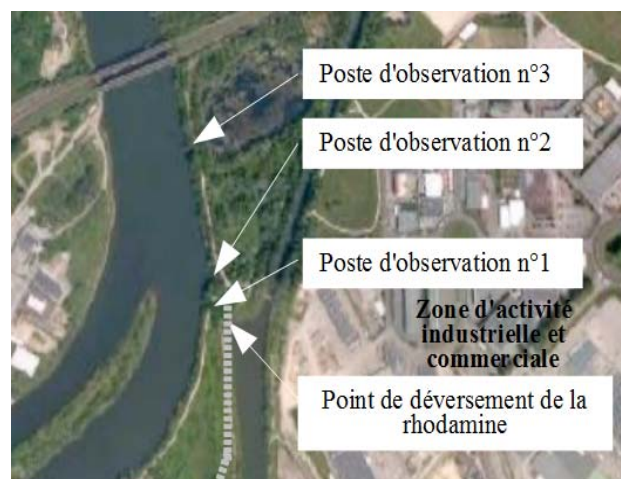
Afin d'évaluer le transfert des contaminants dans la rivière, un test à la rhodamine (colorant naturel) dont le but est de déterminer visuellement la zone d'influence du rejet a été réalisé. Ce test a également permis de valider les points de prélèvements sélectionnés pour les campagnes d'analyse. En effet, suite au test à la rhodamine, une deuxième campagne de prélèvements et d'analyses des eaux et des sédiments de la canalisation et de la Moselle a été effectuée afin de vérifier la migration des substances présentes dans le rejet (résultats de la première campagne) vers la rivière. Pour compléter notre démarche, nous avons également analysé les propriétés physiques et chimiques des eaux de la Moselle pour leur influence sur le comportement des substances dans la rivière.

### *Détermination de la zone d'influence du rejet par le test à la rhodamine*

Ce test à la rhodamine a été réalisé le 16 juillet 2008 afin de déterminer de façon visuelle la dispersion du rejet dans la rivière. Nous avons choisi d'utiliser ce colorant pour son absence de toxicité sur la faune et la flore et en raison de sa faible sensibilité à la photodégradation par la lumière naturelle (contrairement à la fluoréscéine, autre colorant classiquement utilisé dans ce type d'investigations). Les conditions météorologiques du jour étaient optimales pour le déroulement du test. En effet, le temps faiblement ensoleillé et sec autorisait une observation aisée du panache et un vent de faible intensité réduisait l'impact de celui-ci sur le courant de surface. Au cours du test, deux passages de péniches ont été relevés à 16h20 et 16h25 engendrant un léger remou sans conséquence sur le résultat du test.

Quatre postes d'observation ont été placés (Figure 10) :

- poste d'observation n°1 : un au niveau de la zone de rejet,
- poste d'observation n°2 : un en aval immédiat du rejet,
- poste d'observation n°3 : un situé à 500 mètres en aval du rejet en rive droite,
- et un point d'observation mobile : sur une embarcation motorisée permettant de préciser le contour du panache et de visualiser l'éventuelle extension vers la rive gauche.



**Figure 10** : Localisation des postes d'observation du test à la rhodamine (Google Earth)

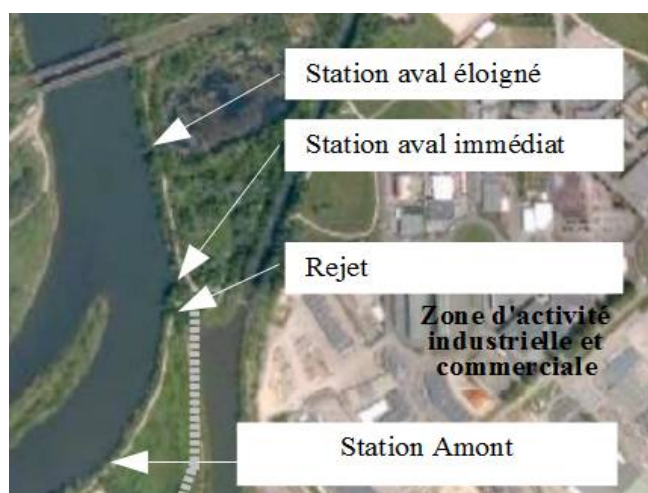
### *Déroulement du test*

À 15h35 (T0), cinq litres de rhodamine sont déversés dans les eaux de la canalisation. En moins d'une minute, le panache apparaît au niveau du rejet (T+0,5). En parallèle, le panache progresse vers l'amont en rive droite et s'étend en se diluant vers le milieu de la rivière. Au



bout de 5 minutes, le panache apparaît au niveau du poste d'observation n°2 (T+5) et en 10 minutes, le mélange est homogénéisé (T+15). À 16h00 (T+25), la rhodamine a complètement disparu du point de déversement. À 16h13 (T+38), le panache est observé au niveau du dernier poste d'observation (n°3) mais il apparaît nettement dilué, ce qui le rend difficile à observer. Néanmoins, à partir de ce poste d'observation, le panache se détache de la rive droite et gagne le milieu du cours d'eau sous forme d'une languette large d'environ 2 mètres (T+60). À 17h35 (T+60), le mélange est complètement dilué au niveau du poste d'observation n°2, en aval immédiat du rejet.

Le test à la rhodamine nous a permis de constater que le rejet d'eaux contaminées se plaquait sur la rive droite de la rivière sur une distance d'environ 500 mètres. La zone la plus impactée



par le rejet est la roselière située en aval immédiat. Sur la base des résultats de ce test, trois stations d'étude ont été retenues pour l'analyse de l'influence du rejet sur la rivière : la station amont, la station aval immédiat (au niveau de la roselière) et la station aval éloigné dont la localisation est précisée sur la figure 11.

**Figure 11** : Carte de localisation des stations d'étude du site C (Google Earth)

*d. Évaluation de la migration des substances présentes dans les eaux de la canalisation vers la rivière*

Dans l'objectif de vérifier les hypothèses de migration des substances présentes dans les eaux de la canalisation vers la rivière, une deuxième campagne de prélèvements d'eaux et de sédiments a été effectuée (i) au niveau de la canalisation afin de corroborer les résultats de la première campagne et (ii) dans la Moselle au niveau de trois stations expérimentales (une station amont, une station aval immédiat et une station aval éloigné déterminées à la suite du test à la rhodamine). Cette deuxième campagne a ainsi permis de vérifier la migration des substances depuis le rejet vers l'écosystème aquatique. Les prélèvements d'eau et de sédiments de la canalisation et de la Moselle ont été réalisés en juillet 2008.

En ce qui concerne les eaux de la canalisation, un prélèvement ponctuel a été effectué directement dans la canalisation, plus précisément au milieu de celle-ci, à environ 15 cm de la surface et au niveau de l'entrée de la buse (au point C2, Figure 9). En ce qui concerne les eaux de la Moselle, les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une pompe à eau (Figure 12) depuis une embarcation au niveau des trois stations. Pour chaque prélèvement d'eau de la Moselle, un échantillon d'eau moyen a été constitué à partir de trois échantillons prélevés à un mètre de la surface, à un mètre du fond et au milieu de la colonne d'eau.

Les prélèvements de sédiments ont été effectués à la main au niveau de la canalisation (à l'entrée de la buse) et à l'aide d'une benne Ekman au niveau des stations « amont » et « aval immédiat » de la Moselle. Après plusieurs essais infructueux, aucun prélèvement de sédiment n'a pu être réalisé au niveau de la station aval éloigné de la Moselle.

*e. Détermination des caractéristiques physiques et chimiques des eaux de la Moselle*

Afin de déterminer les caractéristiques physiques et chimiques des eaux de la Moselle et leur influence sur le comportement des contaminants, des mesures de la turbidité, de la teneur en oxygène, la conductivité et de la vitesse du courant ont été effectuées. La turbidité a été mesurée, depuis une embarcation, à l'aide d'un disque de Secchi. Un profil de la teneur en oxygène de la masse d'eau a été effectué au niveau des stations amont, aval immédiat et aval éloigné à l'aide d'une sonde VTV multi 197i. La conductivité a été mesurée en surface et en profondeur à l'aide d'une sonde VTV 340i au niveau des stations amont, aval immédiat et aval éloigné. La vitesse du courant a été mesurée à l'aide d'un courantomètre de type Swofer.



**Figure 12** : Matériel de mesure utilisé pour la caractérisation du site C

En haut : à gauche : pompe à eau ; au centre : disque de Secchi ; à droite : sondes VTV multi 197i et 340i.  
 En bas : à gauche : benne Ekman, à droite : échantillon de sédiment prélevé en amont du rejet dans la Moselle

### II.3.1.2. Méthodologie de caractérisation de la biocénose

Afin de récolter des données spécifiques sur la faune et la flore présentes sur les sites d'étude, des inventaires écologiques de terrain ont été réalisés pour les différents groupes biologiques identifiés dans le tableau 6.

Les investigations *in situ* permettent le recueil de données écologiques de nature (i) qualitative renseignant le nom de l'espèce, son habitat, son comportement ou sa phénologie pour une espèce végétale, et/ou selon les groupes biologiques (ii) quantitatifs. Ce dernier point implique un dénombrement des espèces observées (nombre d'individus par espèce pour la faune ou recouvrement pour la flore) et nécessite la mise en place de protocoles appropriés. En ce qui concerne les écosystèmes terrestres, le dénombrement des espèces végétales est assez facile à appréhender du fait de son immobilisme. En revanche, l'étude de la faune nécessite la mise en application de protocoles adaptés au déplacement des espèces mais également à leur période d'activité. L'inventaire des oiseaux par exemple se fait principalement à partir de l'écoute des chants à des moments clés de la journée alors que l'inventaire des papillons de jour implique une chasse au vol, à l'aide d'un filet à papillons, lors de la période d'activité. Par ailleurs, la mise en place d'inventaires écologiques de terrain

doit considérer la saison d'observation voire, pour certains groupes biologiques (ex. : Lépidoptères rhopalocères), les conditions météorologiques journalières.

**Tableau 6** : Groupes biologiques étudiés selon les sites

Site ou station	Groupes biologiques étudiés
<b>A</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Flore vasculaire</li> <li>▪ Champignons</li> <li>▪ Entomofaune (Orthoptères, Lépidotères rhopalocères, Coccinélidés)</li> <li>▪ Macrofaune du sol</li> <li>▪ Avifaune (totale et nicheuse)</li> <li>▪ Mammifères</li> </ul>
<b>B</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Flore vasculaire</li> <li>▪ Champignons</li> <li>▪ Entomofaune (Odonates, Orthoptères, Lépidotères rhopalocères, Coccinélidés)</li> <li>▪ Batrachofaune</li> <li>▪ Avifaune (totale et nicheuse)</li> <li>▪ Mammifères</li> </ul>
<b>C</b>	<p>Partie terrestre (ripisylve) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Flore vasculaire</li> <li>▪ Entomofaune (Odonates, Lépidotères rhopalocères, Coccinélidés)</li> <li>▪ Avifaune (totale)</li> <li>▪ Batrachofaune</li> <li>▪ Mammifères</li> </ul> <p>Partie aquatique (rivière)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Macrophytes</li> <li>▪ Algues (dont diatomées)</li> <li>▪ Invertébrés benthiques (oligochètes)</li> <li>▪ Avifaune semi-aquatique</li> <li>▪ Mammalofaune semi-aquatique</li> <li>▪ Piscifaune</li> </ul>

Dans le contexte de l'étude, les investigations de terrain ont eu lieu de mars à septembre pour les sites A et B, périodes jugées propices à l'observation du plus grand nombre d'espèces. De plus, bien qu'elles soient souvent considérées comme moins précises, des méthodes d'inventaires non invasives ont été privilégiées par souci de préservation de la biodiversité.

En ce qui concerne la biocénose aquatique du site C, elle a été caractérisée par l'étude des macrophytes, des communautés algales (y compris les diatomées), des invertébrés benthiques (classe des Oligochètes) et de la piscifaune. Les communautés piscicoles ont été étudiées par le biais d'une analyse bibliographique des potentialités de présence des espèces piscicoles de la région étudiée (données recueillies auprès de la Direction régionale de l'environnement et de l'ONEMA). Les communautés algales (hors diatomées) ont été étudiées par le biais d'une

analyse des teneurs en chlorophylle mesurées par une sonde spectrofluorométrique. Pour l'étude des diatomées, des macrophytes et des Oligochètes, des indices biotiques normalisés, respectivement nommés IBD (NF T90-354), IBMR (NF T90-395) et IOBS (NF T 90-390), ont été déterminés. Ces indices étant basés sur l'inventaire et/ou la récolte d'individus, les données écologiques produites ont été utilisées pour caractériser la biocénose aquatique du site C. De ce fait, les protocoles d'inventaire utilisés sont succinctement décrits dans le cadre de ce document et sont consultables dans leur intégralité dans le document de thèse : « Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques » (Hayet, 2010).

#### II.3.1.2.1. Inventaire floristique

L'inventaire de la végétation a été effectué au printemps et à l'automne 2007 et 2008. La stratégie d'échantillonnage et de description de la végétation vasculaire est basée sur le principe de la phytosociologie analytique. Cette méthode des relevés de végétation (Guinochet, 1973) est inspirée de la technique mise au point par Braun-Blanquet et son école. Elle permet d'identifier les différentes unités socio-écologiques qui composent le milieu. Cette méthode considère également que toutes les plantes n'ont pas la même importance (Faurie *et al.*, 2003) et que de ce fait, la liste des espèces seules ne suffit pas pour caractériser un milieu. Aussi, chaque espèce est affectée d'un coefficient d'abondance-dominance, défini par Braun-Blanquet, qui tient de l'abondance de la plante et de son importance dans le milieu. L'inventaire des bryophytes a été effectué à l'automne 2007 et 2008. L'ensemble des supports susceptibles d'accueillir les mousses et les hépatiques (sol, arbres, support minéral) a été inspecté de manière systématique. Les espèces dont les critères de détermination étaient visibles ont été identifiées directement sur le terrain. Dans le cas contraire, elles ont été récoltées puis identifiées au laboratoire sous microscope. L'inventaire des champignons a été effectué au printemps 2008 et à l'automne en 2007 et 2008. Ces deux saisons correspondent à la période de fructification des champignons et sont les plus propices à leur observation.

#### II.3.1.2.2. Inventaires entomologiques

Les inventaires entomologiques (Lépidoptères Rhopalocères, Coccinelles, Odonates et orthoptères) ont été réalisés en 2007 d'avril à juillet. La plupart des espèces étudiées ayant une activité sensible aux conditions météorologiques, les investigations de terrain ont eu lieu

préférentiellement par beau temps ou tout du moins à des températures avoisinant 17 °C par temps couvert (recommandations de la méthodologie du Suivi temporel des Rhopalocères de France ou STERF proposée par l'Observatoire des papillons de jardins).

L'inventaire des Lépidoptères rhopalocères a été effectué d'avril à mai qui correspond à la période la plus favorable à l'observation (Lafranchis, 2000). La technique non invasive utilisée pour l'échantillonnage est le fauchage au filet à papillons. L'inventaire des coccinelles a été effectué d'avril à mai, période jugée la plus favorable à leur observation. Inspirée de la méthode établie par Bagnée et Branquart (2000), deux techniques couramment utilisées ont été mises en application : la chasse à vue et le fauchage en vol. La chasse à vue consiste à inspecter attentivement tous les habitats potentiels des coccinelles. Le fauchage à l'aide d'un filet à papillons présente l'avantage de fournir des indications semi-quantitatives sur la densité des populations de coccinelles (Bagnée et Branquart, 2000). L'inventaire des Odonates et des Orthoptères a été effectué en été (juin-juillet), période la plus favorable à leur observation. La technique de la chasse à vue à l'aide d'un filet à papillons a été utilisée.

#### II.3.1.2.3. Inventaire de la macrofaune du sol

L'échantillonnage de la macrofaune du sol a été réalisé en collaboration avec le Dr. Ruiz-Camacho de l'IRD de Bondy en utilisant la méthode TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility ; Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993) en cours de standardisation (ISO 23611-5) qui combine l'extraction au formol et le tri manuel du sol.

#### II.3.1.2.4. Inventaire de l'avifaune

L'inventaire de l'avifaune totale a été réalisé d'avril à juillet 2007 (période de reproduction). Huit passages ont été réalisés sur chacune des stations d'étude. Le recensement a été effectué par le biais d'un échantillonnage ponctuel simple (EPS) inspiré du protocole STOC (Suivi temporel des oiseaux communs) du Centre de recherche sur la biologie des populations d'oiseaux<sup>1</sup> (CRBPO). L'inventaire de l'avifaune nicheuse a été réalisé d'avril à juillet 2008. Nous avons eu recours à la méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) (Ferry et Frochot, 1959 ; Blondel, 1969) qui permet d'identifier précisément les « cantons » qu'occupe une espèce dans un écosystème (Faurie *et al.*, 2003).

#### II.3.1.2.5. Inventaire des mammifères

L'inventaire des mammifères a été réalisé au printemps et à l'été 2008 sur chaque station. Afin d'affiner l'étude des populations de mammifères, en particulier des rongeurs, nous avons mis en place une méthode de capture, marquage, recapture dite CMR inspirée de Guedon *et al.* (1990) et de Barrière et Nicolas (2000). Cette méthode permet l'estimation de la taille de populations ainsi que l'étude des mouvements et des caractéristiques biologiques des populations de rongeurs. Afin d'établir une liste la plus complète possible des mammifères fréquentant les stations, les traces et empreintes ont été observées.

#### II.3.1.2.6. Inventaires des communautés algales du phytoplancton par mesure de la chlorophylle

Afin d'étudier l'ensemble des communautés algales présentes au niveau du site C, des mesures de chlorophylle ont été réalisées en juillet 2008 à l'aide d'une sonde spectrofluorimétrique immergeable. Cette investigation permet ainsi de réaliser un profil de la structure du peuplement au sein d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau jusqu'à 50 m de profondeur. Les mesures ont été réalisées au milieu du lit de la Moselle, au niveau de trois stations : (i) une station amont, prise comme référence, située à environ 200 m en amont du rejet en rive gauche du cours d'eau ; (ii) une station aval immédiat située environ 50 m en aval du rejet et (iii) une station aval éloigné située environ 200 m en aval du rejet.

#### II.3.1.2.7. Inventaire des diatomées

Conformément aux recommandations de la norme NF T90-354, l'échantillonnage des diatomées a été effectué en période de basses eaux, en juin 2008. Trois stations d'étude ont été déterminées pour cette étude : la station amont, la station aval immédiat et la station aval éloigné. Les prélèvements ont été effectués sur des supports durs naturels et stables (au niveau de l'enrochement et/ou sur blocs) immergés. Une surface de l'ordre de 100 cm<sup>2</sup> (répartis sur cinq supports choisis aléatoirement) a été échantillonnée à l'aide d'une brosse dure. Les récoltes sont ensuite transférées dans un récipient contenant une solution formolée afin de garantir une bonne conservation des échantillons. La détermination et le dénombrement des individus se font en laboratoire par le biais d'une observation microscopique.

#### II.3.1.2.8. Inventaire des macrophytes

L'analyse du peuplement macrophytique a été réalisée en juin 2008 en collaboration avec J.-M. Dalens du Pôle de recherche et de développement Mont-Lacq de Total (Pau). Pour ce faire, le protocole d'échantillonnage de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) normalisé en France depuis octobre 2003 (AFNOR - NF T 90-395) a été utilisé. L'étude du peuplement macrophytique de la rivière a été effectuée au niveau de la station située en amont du rejet et une station en aval immédiat du rejet, au niveau de la roselière.

#### II.3.1.2.9. Inventaire des Oligochètes

Les investigations de terrain ont été conduites en juillet 2008 selon le protocole d'échantillonnage établi par la norme NF T 90-390 d'avril 2002 relative à la détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). L'échantillonnage a été effectué à la benne Ekman, matériel adapté pour des prélèvements de sédiments fins et profonds (Figure 13) au niveau de trois points de prélèvements : station amont, station aval immédiat, station aval éloigné. Le prélèvement réalisé en station aval éloigné n'a pas permis d'obtenir un échantillon de sédiment. Le point situé au niveau de la station « amont » est considéré comme référence de la qualité des sédiments de la zone d'étude.



**Figure 13:** Matériel de prélèvements des sédiments pour l'étude des Oligochètes  
à gauche : benne Ekman ; à droite, exemple de prélèvements

La nature des sédiments pouvant avoir une influence sur leur colonisation par les Oligochètes, une description du sédiment a été effectuée au moment de l'échantillonnage.

*Station amont* : les sédiments fins sont ponctuellement présents au niveau de la zone rivulaire sous la forme de zones sableuses de granulométrie plus ou moins fine.



*Stations aval immédiat* : une vase noirâtre mélangée à de nombreux débris organiques a été prélevée. Les sédiments fins y sont peu présents et sont essentiellement observés entre quelques gros blocs en rive gauche de la rivière.

Les résultats de cet inventaire concernent en particulier deux familles d'Oligochètes, les Tubificidae avec et sans soies capillaires car il s'agit de deux familles particulièrement intéressantes pour l'évaluation de la qualité et de l'écotoxicité des sédiments (Agence de l'eau Artois-Picardie, 2009).

### **II.3.2. RESULTATS**

Pour chaque site, nous présenterons et analyserons une synthèse des résultats des inventaires écologiques réalisés pour les différents groupes biologiques de chaque site. Pour rappel :

- site A : la flore vasculaire, les champignons, la macrofaune du sol, l'entomofaune, l'avifaune et la mammalofaune ;
- Site B : la flore vasculaire, les champignons, l'entomofaune, l'avifaune et la mammalofaune
- site C : la flore vasculaire, l'entomofaune, l'avifaune et la mammalofaune pour la partie terrestre (ripisylve) et les macrophytes, les algues (dont diatomées) et les poissons pour la partie aquatique (rivière).

#### **II.3.2.1. Site A**

##### **II.3.2.1.1. Le biotope**

Afin de caractériser le biotope et d'évaluer sa contamination, nous allons étudier les résultats des mesures et analyses physico-chimiques réalisés sur la matrice sol.

##### *a. Propriétés physico-chimiques des sols et comportement des ETM*

La classe texturale est un paramètre important de la description et de la typologie des sols. La fraction argileuse est notamment à prendre en compte de par son influence sur la perméabilité des sols et sur le comportement des métaux dans les sols. En effet, les argiles contiennent souvent une fraction importante d'ETM (Perrono, 1999) et, du fait de leur charge négative, influent également sur la capacité d'échange cationique (CEC). Au niveau du site A, l'ensemble des sols des parcelles étudiées présente une texture limoneuse à limono-argileuse

avec une fraction limoneuse supérieure à 50%, et une fraction sableuse ne dépassant pas 30%. Les sols de A1 et A2 présentent les fractions de limons (59,1 % et 56,1%, respectivement) et d'argiles les plus importantes, en cohérence avec le fort caractère hydromorphe observé sur le terrain. La fraction sableuse est réduite à moins de 10%, ce qui concourrait à des difficultés d'infiltration et un ruissellement prépondérant sur ces parcelles. La parcelle A4 se compose également d'une faible fraction sableuse (environ 11%), au profit d'une forte fraction limoneuse. Ce type de texture est généralement peu favorable au développement racinaire (en surface) en raison d'une insuffisance en colloïdes minéraux et d'une structure massive du fait de l'excès de limon et d'une insuffisance en argile. La fraction argileuse, un peu plus limitée que les parcelles A1 et A2, correspond à la fourchette haute définie pour le pourcentage d'argile dans un sol équilibré (un sol dit équilibré est un sol dont la texture se compose de 20 à 25% d'argiles, 30 à 35% de limons et 40 à 50% de sables). La texture du sol de la parcelle A3 est celle qui tend le plus vers la texture d'un sol dit équilibré malgré une forte teneur en limons.

En ce qui concerne les caractéristiques agronomiques, le pH du sol constitue un facteur prépondérant dans le comportement des métaux car il contrôle les processus de précipitation, d'adsorption et de complexation des métaux. François (2004) a montré, sur des sols de notre secteur d'étude, que le pH du sol influençait le plus fortement l'extractabilité du Cd, Pb, et Zn que la texture. Au niveau des sols du site A, le pH est peu variable et se situe aux alentours de 8, soit légèrement alcalin. Or, de manière générale, la solubilité des cations ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) diminue lorsque le pH augmente.

Sur la base des classes de sols définies Martin et Nolin (1991) en fonction de leur teneur en matière organique (Tableau 7), les teneurs de matière organique sont faibles sur A3, modérées sur A4 et modérément élevées ou élevées sur A1 et A2.

**Tableau 7** : Classe matière organique (%) et qualificatif textural

	Matière organique (%)	Qualificatif textural
Très faible	< 3	
Faible	3 - 4	
Modérément faible	4 - 5	
Modérée	5 - 7,5	
Modérément élevée	7,5 - 9	
Élevée	9 - 15	

Très élevée	15 - 30	Humifère
Extrêmement élevée	□30	Tourbeux

adapté de Martin et Nolin (1991) et Association des fabricants d'engrais du Québec (1990)

Les parcelles A1 et A2 étant les plus contaminées, un dysfonctionnement du cycle de la dégradation de la matière organique est évoqué par plusieurs auteurs (Grêles, 1998, Descamps *et al.*, 2009). Ce phénomène semble, de plus, autoalimenté par le fait que la matière organique est susceptible de piéger les métaux responsable de cette toxicité. En effet, les matières organiques, et plus spécialement les matières organiques dissoutes, présentent une forte capacité à fixer les métaux lourds (Weng *et al.*, 2004). Cette capacité varie en fonction de la concentration de l'ion considéré et du pH. En effet, les pH élevés favorisent la fixation des ions métalliques (de Wit *et al.*, 1993). La fixation est aussi fonction de la compétition induite par la présence d'autres ions comme le  $\text{Ca}^{2+}$  ou le  $\text{Mg}^{2+}$ .

La capacité d'échange cationique (CEC) représente la capacité maximale de cations échangeables qu'un sol peut retenir à un pH donné, ce qui correspond à la somme des sites d'échange occupés par des cations (Ca, Mg, K, Na, H, Al et les éléments métalliques s'il y a lieu). Elle est fortement liée aux teneurs en argile et en matière organique. En effet, les argiles, du fait de leur charge négative, influent également sur la capacité d'échange cationique. Ainsi, les sols de faible CEC correspondent généralement aux sols sableux. Les sols de CEC modérée et élevée correspondent aux argiles et aux loams argileux, ce qui est le cas pour l'ensemble des parcelles d'études. De fait, plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, argiles et oxydes (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Les sols des parcelles étudiées sont globalement limoneux (d'où une CEC modérée à élevée), avec une fraction argileuse légèrement supérieure à un sol agricole. Seule la teneur en matière organique est variable en fonction de la parcelle étudiée, avec une teneur élevée pour les parcelles A1 et A2. Logiquement, A1 et A2 sont les parcelles dont l'échantillon de surface présente la CEC la plus importante. Néanmoins, la capacité d'échange cationique de ces parcelles est similaire au fond pédogéochimique (Sterckeman *et al.*, 2002). De la même manière, les CEC des parcelles A3 et A4 sont elles aussi semblables au fond pédogéochimique (Sterckeman *et al.*, 2002).

Concernant les cations échangeables du sol ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Na}^+$ ), les teneurs des parcelles étudiées sont concordantes avec le fond pédogéochimique (Sterckeman *et al.*, 2002) et n'exprime pas une forte variabilité entre les parcelles vis-à-vis de ces éléments.

En ce qui concerne les agents fertilisants, les formes azotées sont en concentrations satisfaisantes. Peu d'études portent sur le rôle du phosphore naturel des sols sur la mobilité des polluants. Par contre, sa forte affinité avec le plomb est mise à profit dans le cadre d'expérience de remédiation des sols pollués par le plomb avec des amendements phosphatés. Les teneurs des parcelles A3 et A4 sont proches des teneurs présentées dans le référentiel pédogéochimique (Sterckeman *et al.*, 2002). Par contre, pour les autres parcelles les teneurs en phosphore sont très faibles. Ce paramètre peut être limitant dans le développement de la biomasse végétale en présence.

#### *b. Teneurs totales en ETM des sols*

Une contamination des stations d'étude par les ETM, de la station A1 la plus contaminée à la station A4 est mise en évidence (tableau 9). Les analyses effectuées dans les sols du site A soulignent, d'une manière générale et comme attendue, une contamination principalement concentrée dans les vingt premiers centimètres du sol. Au-delà de cette profondeur, toutes les teneurs moyennes en ETM ont tendance à décroître sur chacune des stations d'étude pour la profondeur entre 20 et 60 cm. Pour les sondages plus profonds, les concentrations obtenues sont en deçà du FPGC (tableau 8), à l'exception de la concentration en chrome pour la station A3.

**Tableau 8:** Teneurs en ETM du fond pédogéochimique (Sterckeman *et al.*, 2002) des sols du site A ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )

	<b>Horizon</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>As</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Hg</b>	<b>Ni</b>
A1, A2	Moy	50,9	82,6	0,61	7,9	19,8	49,5	0,171	22,4
	Min	26,4	34,6	0,27	1,4	11,5	21,9	0,071	10,1
	Max	124,1	310	1,39	12,6	58	97,9	0,489	44,8
A3	Moy	33,2	65,7	0,43	8,6	16,1	55,2	0,083	20,3
	Min	20	41,5	0,13	5,7	8,7	38,3	0,03	12,3
	Max	116,2	109,6	0,93	13,8	74	69,7	0,276	30,7
A4	Moy	35,8	76,8	0,43	9,6	15,0	68,2	0,077	18,5
	Min	25,5	50,6	0,24	4,7	10,7	50,6	0,051	13,1
	Max	49,1	107,1	0,86	15,4	19	93,4	0,156	23,3

Profondeur	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
<b>Station A1</b>								
<b>0-0,20 m</b>	1397±873,94	1522±187,31	23,28±18,76	34,5±15,37	<b>40,83±23,05</b>	20,5±1,73	1,37±0,93	10,88±0,61
<b>0,20-0,60 m</b>	238,5±189,89	<b>276±235,39</b>	3,53±2,89	15,18±3,3	12,28±7,13	19,75±3,5	<b>0,43±0,59</b>	13,75±2,06
<b>0,60-1,20 m</b>	39±19,61	52,5±6,58	0,34±0,24	5,38±1,52	7,65±0,92	28,25±5,91	0,06±0,01	15,75±1,71
<b>Station A2</b>								
<b>0-0,20 m</b>	497,5±76,32	<b>517,5±59,09</b>	9,08±1,39	15,5±1,73	<b>30,5±2,89</b>	31±7,79	<b>0,42±0,06</b>	<b>22,25±3,86</b>
<b>0,20-0,60 m</b>	<b>80±44,33</b>	<b>103±55</b>	1,35±0,82	5,6±2,82	10,7±5,57	22,25±4,72	0,09±0,02	15,75±4,79
<b>0,60-1,20 m</b>	25±16,39	38,75±16,66	0,33±0,28	2,2±1,31	5,55±2,22	21,25±7,89	0,05±0,0	12,98±4,11
<b>Station A3</b>								
<b>0-0,20 m</b>	347,5±201,72	700±96,26	9,88±2,31	13±2,16	<b>22,5±2,65</b>	21,5±3,11	0,37±0,08	10,73±0,55
<b>0,20-0,60 m</b>	<b>70±8,83</b>	120±14,14	1,37±0,42	5,73±0,97	9,4±1,8	26±6,06	0,05±0,00	14±3,37
<b>0,60-1,20 m</b>	19,5±10,6	43,75±20,85	0,15±0,09	6,6±2,21	7,2±0,71	<b>63,25±14,06</b>	0,05±0,000	17±1,41
<b>Station A4</b>								
<b>0-0,20 m</b>	327,25±26,3	412,5±32,02	6,18±0,56	12,75±1,26	23±2,83	23±4,55	0,33±0,05	25,25±5,85
<b>0,20-0,60 m</b>	121±109,4	166,25±138,41	2,32±2,19	7,18±4,35	13,73±6,39	18,75±3,1	0,18±0,13	24,5±6,86
<b>0,60-1,20 m</b>	10,9±3,33	34,75±19,74	0,1±0,0	1,2±0,4	6,4±2,55	23,75±10,75	0,05±0,0	<b>20±11,52</b>
<b>Station AT1</b>								
<b>0-0,20 m</b>	<b>112,5±29,9</b>	<b>255±75,5</b>	<b>0,81±0,48</b>	<b>8,55±1,8</b>	<b>25,5±3,7</b>	20,8±5,9	0,11±0,01	16,75±4,2
<b>0,20-0,60 m</b>	<b>96±44,4</b>	<b>215±102,1</b>	0,49±0,09	6,35±0,98	<b>22,25±6,5</b>	23,25±9,8	0,12±0,04	15,25±3,3
<b>Station AT2</b>								
<b>0-0,20 m</b>	46,25±8,9	79,25±6,7	0,27±0,04	7,78±1,1	13,75±3,1	30,25±5,25	0,11±0,03	21±3,37
<b>0,20-0,60 m</b>	37±36,7	43±11,2	0,1±0*	7,98±2,03	9,05±2,17	28,5±6,8	0,06±0,02	20,75±3,2
<b>0,60-1,20 m</b>	13±2,2	28,75±3,3	0,1±0*	9,38±3,8	8,18±2,1	28±1,4	0,05±0*	21,75±5,5

**Tableau 9: Teneurs totales moyennes (n=4) en ETM (mg.kg<sup>-1</sup>) des parcelles étudiées**

Les ETM les plus présents sont, conformément à la littérature, le plomb, le zinc et le cadmium. Notons aussi une contamination non négligeable en mercure, arsenic et cuivre. Les contaminations nickel dépassent le FPGC moyen, dans les prélèvements de surface des parcelles A2 et A4. La répartition spatiale de la contamination des sols du site A est, par ailleurs, assez hétérogène, en particulier pour la parcelle A1 où elle est très marquée. Eu égard aux résultats obtenus, cette hétérogénéité varie selon l'élément considéré. En effet, les teneurs en plomb présentent un écart-type important ( $1397 \pm 873,94 \text{ mg.kg}^{-1}$  et  $347,5 \pm 201,72 \text{ mg.kg}^{-1}$ , pour A1 et A3, respectivement) pouvant être expliqué par l'effet « pépite » induit par cet élément. Par contre, pour d'autres éléments comme le nickel, le chrome ou même le zinc, les écarts-types sont plus restreints. Ceci marque bien que l'hétérogénéité spatiale de la contamination est liée aux paramètres du sol mais aussi à la nature de l'élément considéré.

### *c. Discussion*

Du point de vue granulométrique, la texture des sols étudiés est limono-argileuse. Cette forte proportion de limon et d'argile confère au sol une structure massive, peu perméable et peu propice aux migrations. Du point de vue des valeurs agronomiques, les teneurs observées sont pour la plupart assez proches du fond pédogéochimique. Les facteurs reflétant généralement les contaminations en ions métalliques traduisent peu la présence de fortes concentrations par les éléments étudiés. Par exemple, la CEC est importante sur les parcelles de A1 à A4 mais reste néanmoins dans une fourchette haute des valeurs moyennes présentées dans le fond pédogéochimique. Par contre, les facteurs influençant la mobilité des métaux atteignent des niveaux qui ne sont pas en faveur de la mobilité. Ainsi, le pH est relativement homogène et alcalin, sur les parcelles étudiées. La teneur en matière organique est le facteur qui varie le plus en fonction de la parcelle considérée. En effet, alors que le taux de matière organique est faible sur A3, ce paramètre atteint, sur A1 et A2, des concentrations qui tendent à indiquer un dysfonctionnement du processus de dégradation de la litière (Grêle *et al.*, 1998, Ponge *et al.*, 2009, Descamps *et al.*, 2009). La matière organique forme de nombreux complexes avec les ions métalliques et limite ainsi leur migration. L'accumulation de matière organique concourt donc à limiter la migration des métaux en profondeur, ce qui autoalimente la toxicité induite en surface sur les organismes de dégradation. Cette hypothèse sera étudiée lors de l'étude de la macrofaune des sols (Etude ILIS-IRD, en cours avec l'ADEME).

L'analyse physico-chimique des sols du site A met en évidence des teneurs en ETM nettement supérieures au fond pédogéochimique (Sterckeman *et al.*, 2002) au niveau du sol de surface. Les métaux concernés sont, comme attendus, le plomb, le zinc et le cadmium, mais aussi le mercure, l'arsenic et le cuivre. Les teneurs moyennes en ETM des sols de surface les plus importantes sont observées au niveau de la station A1 et les plus faibles au niveau de la station A4, ce qui est cohérent avec l'orientation et la distance des stations d'étude par rapport à l'ancienne usine métallurgique. Nous avons par ailleurs mis en évidence une hétérogénéité spatiale de la contamination, notamment au niveau de la station A1.

#### II.3.2.1.2. La biocénose

##### *a. Analyse phytosociologique de la végétation*

Selon Bournérias *et al.* (2001), l'étude des groupements végétaux discernables au sein de milieux naturels ou semi-naturels contribue à leur meilleure connaissance, à leur protection ainsi que celle du sol et de la faune, et à la préservation des paysages. Par ailleurs, la variation de la couverture végétale, dans le temps ou dans l'espace, étant le signe d'un changement des conditions du milieu, une étude attentive des groupements végétaux permet de déceler l'importance de ce changement, son caractère réversible ou irréversible, son origine, ses effets immédiats ou ses conséquences plus lointaines. Sur le plan méthodologique, la composition floristique des groupements végétaux s'établit par la comparaison des listes d'espèces recensées sur les stations du site A.

##### a.i. La végétation arborescente

De nombreux relevés d'individus d'association arborescents ont été réalisés, mais sont difficiles à interpréter étant donné leur pauvreté en espèces. De ce fait, l'ordination suivante est proposée :

- l'aulnaie-frênaie à *Alnus glutinosa*, *Salix* sp. et *Fraxinus excelsior*, sur sol frais à humide de la station A1 ;
- des peuplements artificiels à peupliers (station A3) ou à érable (station A2) ayant probablement pris la place de communautés spontanées.

##### a.ii. La végétation arbustive

La végétation arbustive observée sur les sites se rattache à deux types de communautés.

La première est observée sur la station A3, elle combine surtout *Viburnum opulus* (Viorne obier), *Ligustrum vulgare* (Troène commun), *Euonymus europaeus* (Fusain d'Europe), *Frangula alnus* (Bourdain) et des juvéniles de communautés arborescentes. Dans la suite de notre propos, la communauté sera dénommée « groupement à *Viburnum opulus* – *Ligustrum vulgare* ». L'interprétation de cette communauté est difficile. Néanmoins, les connaissances phytosociologiques actuelles nous permettent de supposer qu'il pourrait s'agir d'un fragment du *Tamo communis* – *Viburnetum lantanae*. Cette association est caractérisée par *Viburnum lantana* (Viorne lantane) qui appartient aux formations forestières calcicoles d'affinités atlantiques (Bissardon *et al.*, 1997).

Une deuxième communauté (stations A1 et A3) rassemble de nombreux relevés pauvres en espèces (une à cinq), dont plusieurs juvéniles d'arbres. Cette pauvreté spécifique ne nous permet pas de la rattacher à une quelconque association bien définie : il s'agit de fragments phytosociologiques, d'une communauté basale (BC pour *basal community*) à *Crataegus monogyna* (Aubépine à un style) nommée BC *Crataego* – *Prunetea spinosae* (selon la proposition de Kopecky & Hejny, 1974).

#### a.iii. La végétation herbacée

La végétation herbacée est très diversifiée et complexe et il n'a pas été toujours possible d'en interpréter la nature en termes de phytosociologie.

##### a.iii.1. Les roselières

Un groupement observé au niveau de la station A2 a été interprété comme une roselière eutrophile rapportable au *Solano dulcamarae* – *Phragmitetum australis* (Krausch 1965) Succow 1974 (Julve, 1993). Dans la suite de notre propos, ce groupement peut être décrit comme une roselière dense dominée par *Phragmites australis* (Roseau commun). Il se développe sur des sols hydromorphes enrichis en matière organique. L'association correspond à une phase avancée de l'atterrissement des zones humides mais peut s'installer sur des prairies humides non entretenues (CBN de Brest, 2009a) semblables à la station A2.

##### a.iii.2. Les mégaphorbiaies

Dans les niveaux frais et riches mais pas trop inondés, les végétations à hautes herbes relèvent plutôt d'une formation végétale de type mégaphorbiaie. Ainsi, la station A2 accueille une mégaphorbiaie plutôt naturelle, légèrement eutrophisée, à *Cirsium oleraceum* (Cirse



maraischer) et *Filipendula ulmaria* (Reine des prés), à rattacher au *Filipendulo ulmariae* – *Cirsietum oleracei* Chouard 1926 (Julve, 1993). Cette association correspond à une mégaphorbiaie colonisant des prairies humides et des pâturages, après une plus ou moins longue interruption du fauchage ou du pâturage (Bissardon *et al.*, 1997). Elle est caractérisée par *Filipendula ulmaria* (Reine des prés), *Angelica sylvestris* (Angélique des bois), *Cirsium oleraceum* (Cirse maraîcher), *Epilobium hirsutum* (Epilobe hirsute), *Eupatorium cannabinum* (Eupatoire chanvrine) et *Symphytum officinale* (Consoude officinale) (CBN de Brest, 2009b). Notons qu'il s'agit d'un habitat d'intérêt communautaire.

Les stations A1 et A2 accueillent un autre type de groupement dont le cortège est un peu différent : *Symphytum officinale*, *Epilobium hirsutum*, *Angelica sylvestris*, *Heracleum sphondylium* (Grande berce), *Cirsium arvense* (Cirse des champs), *Dipsacus fullonum* (Cabaret des oiseaux)... que l'on peut rapprocher de l'*Epilobio hirsuti* – *Convolvuletum sepium* Hilbig *et al.* 1972. Cette association se développe en bordure des ruisseaux et rivières à courant lent et le long des fossés (CBN de Brest, 2009c) comme c'est le cas au niveau des stations A1 et A2. Notons qu'il s'agit également d'un habitat présentant un intérêt communautaire.

### *a.iii.3. Les prairies*

Au niveau des prairies, on peut observer surtout divers types de communautés à caractère de prairie de fauche car dépourvues de tout pâturage. On peut déjà reconnaître une arrhénathéraie hygronitrophile à *Arrhenatherum elatius* (Fromental), *Mentha aquatica* (Menthe aquatique), *Rubus caesius* (Ronce bleue)... au niveau des stations A1 et A2, une arrhénathéraie mésohygrophile à *Epilobium parviflorum* (Epilobe à petite fleur), *E. tetragonum* (Epilobe à quatre angle), *Ranunculus repens* (Renoncule rampante)... au niveau des stations A3 et A4, puis des prairies hautes à *Calamagrostis epigejos* (Calamagrostis commun) non interprétées sur la station A1. On notera également, au niveau des stations A1, A2 et A3, une arrhénathéraie mésophile eutrophile à *Glechoma hederacea* (Lierre terrestre), *Galium aparine* (Gaillet gratteron), *Anthriscus sylvestris* (Anthrisque sauvage), *Dactylis glomerata* (Dactyle aggloméré)..., d'interprétation encore délicate.

#### *a.iii.4. Les friches*

Au niveau de la station A3, une friche à *Daucus carota* – *Picris hieracioides* se rattachant à une forme du *Dauco carotae* – *Picridetum hieracioidis* Görs 1966 (Julve, 1993) est observée. Cette association rudérale se développe sur des sols moyennement secs à moyennement frais assez riches en azote et en humus (CBN de Brest, 2009d).

#### *a.iv. Valeur patrimoniale des communautés végétales*

À l'échelle européenne, les mégaphorbiaies et les arrhénathérais présentent un intérêt communautaire. Plus précisément, les mégaphorbiaies représentées par les associations *Filipendulo ulmariae-Cirsietum oleracei* et *Epilobio hirsuti - Convolvuletum sepium* sont recensées comme des habitats de l'Union européenne sous l'intitulé « Mégaphorbiaies mésotrophes collinéennes » (Code Eur 27 : 6430, code CORINE 37.1). Ces types constituent des cordons en bordure de cours d'eau, des lisières et des forêts humides. Les mégaphorbiaies sont très développées en situation héliophile mais peuvent subsister en lisières ombragées après reconstitution forestière (MEEDDAT, 2009).

On les rencontre généralement dans des sites très humides des vallées alluviales présentant un sol engorgé avec une nappe temporaire où les sols sont bien pourvus en matière organique et eutrophes, comme c'est le cas au niveau de la station A2. Leur valeur écologique et biologique se justifie par :

- une occupation souvent réduite de ce type d'habitat par rapport aux prairies gérées ;
- la possibilité d'y observer quelques espèces rares à l'échelle régionale malgré une composition floristique plutôt banale (beaucoup d'espèces nitrophiles) ;
- une ressource remarquable pour les insectes, d'où la présence de nombreux phytophages entraînant par ailleurs la présence d'insectivores (MEEDDAT, 2009).

#### *b. Analyse de la diversité fongique des stations*

Trente espèces fongiques ont été observées au niveau du site A. Les stations accueillant la diversité fongique la plus importante sont A1 et A3 avec respectivement 14 et 13 espèces différentes recensées. À l'opposé, seules deux espèces ont été observées au niveau de la station A4. Globalement, la diversité des stations, y compris A1 et A3, est relativement faible. En effet, à l'échelle d'une forêt, une diversité minimale d'une centaine d'espèces doit être considérée (Courtecuisse, 2009). Bien qu'il soit nécessaire de prendre en compte les

différences évidentes entre nos stations boisées et un écosystème forestier naturel (âge, superficie, diversité arborée...), ces observations tendent à supposer des conditions de milieu peu favorables à une diversité fongique correcte au niveau du site A.

Quelle que soit la station étudiée, les champignons recensés sont essentiellement saprotrophes. Ils jouent un rôle majeur dans l'équilibre forestier, en décomposant les matières organiques sur lesquelles ils se développent (souches, bois mort, litière) et en les transformant en humus. Les stations A1 et A3 sont les seules à accueillir des champignons ectomycorhziques. Ceux-ci s'associent aux racines des arbres et forment une association symbiotique, l'arbre fournit des sucres aux champignons qui, en contrepartie, drainent pour lui de l'eau et des sels minéraux. Ces champignons sont donc des acteurs efficaces des cycles minéraux en forêt. Enfin, au niveau des stations A1 et A2, un champignon parasite a été recensé. Ce type de champignon vit aux dépens de végétaux vivants. Dans notre cas, il s'agit de *Rhytisma acerinum* qui contamine les feuilles d'érables (*Acer* sp.) en dispersant ses spores sous l'effet du vent.

### c. La mammalofaune

La mammalofaune du site A se compose essentiellement de rongeurs (*Microtus agrestis*, *M. arvalis*, *Clethrionomys glareolus*, *Apodemus sylvaticus*) et de lagomorphes (*Lepus europaeus* et *Oryctolagus cuniculus*). L'observation des traces a également mis en évidence la présence ou tout du moins le passage sur le site d'autres mammifères tels que *Talpa talpa*, *Erinaceus europaeus* et *Vulpes vulpes*. Au total, ce sont neuf espèces qui ont donc été recensées sur l'ensemble du site A. Deux d'entre elles bénéficient d'un statut de protection à l'échelle européenne (annexe 3 de la Convention de Berne). Il s'agit d'*Erinaceus europaeus* (Hérisson commun) et de *Lepus europaeus* (Lièvre d'Europe). À l'échelle nationale, *Erinaceus europaeus* figure également sur la liste des espèces protégées. *Lepus europaeus* figure sur les listes rouges régionale et nationale mais son statut de menace est indéterminé.

Par l'intermédiaire d'une méthode de piégeage de type capture/marquage/recapture, les populations d'*Apodemus sylvaticus* et les peuplements de campagnols, vraisemblablement composés de deux espèces *Clethrionomys glareolus* et *Microtus agrestis*, ont pu être dénombrées. Sur le plan méthodologique, nous avons constaté une différence entre l'efficacité de piégeage des campagnols et celle d'*Apodemus sylvaticus*. En effet, celle des campagnols

est plus faible que celle d'*Apodemus sylvaticus*. En termes de résultats, les faibles effectifs de capture ne nous ont pas permis de déterminer systématiquement les tailles et densités de populations et/ou de peuplements des trois espèces étudiées. En effet, seules les densités de population d'*Apodemus sylvaticus* des stations A1 et A4 ont pu être estimées et nous ont permis de constater que les populations étudiées se situaient dans l'intervalle de variation normale de ce type de populations en milieu forestier.

Sur le plan morphologique, nous n'avons noté ni anomalie ni problème de poids chez les individus d'*Apodemus sylvaticus*, ce qui nous permet de suggérer que les stations A1 et A4 sont favorables à l'accueil de l'espèce et que le milieu fournit la nourriture dont elle a besoin. Pour les autres stations, l'interprétation est plus délicate car nous n'avons pas obtenu suffisamment de données concernant à la fois l'effectif des populations et les caractéristiques morphologiques de l'espèce. En ce qui concerne les campagnols, les données récoltées ne nous permettent pas une analyse poussée des résultats. Nous pouvons toutefois souligner que le poids moyen des quelques individus capturés est inférieur à la moyenne décrite dans la littérature.

#### *d. L'avifaune*

La diversité et l'abondance de l'avifaune nicheuse du site A sont variables selon les stations. A1 et A4 sont les stations accueillant à la fois les plus fortes diversités et le plus grand nombre d'oiseaux nicheurs. Cette diversité est proche de celle d'une forêt où, en effet, dans une même parcelle homogène d'une dizaine d'hectares, il est possible de recenser jusqu'à 47 espèces au printemps (soit 4,7 espèces par hectare). En revanche, les stations A2 et A3 présentent une diversité plus faible (respectivement 1,35 et 0,59 espèce nicheuse par hectare) et inférieure aux données renseignées par l'ONF. En ce qui concerne la densité moyenne d'oiseaux nicheurs, c'est-à-dire le nombre de nicheurs par hectare, l'ONF précise qu'elle varie beaucoup selon le type de forêt et l'âge du boisement. D'une manière générale, les plantations pures (mono-spécifique) sont les plus pauvres surtout si elles sont régulières et serrées (ONF, 2009). Cette hypothèse se vérifie pour les plantations du site A puisque les densités moyennes d'oiseaux nicheurs des plantations mono-spécifiques des stations A2 et A3 (respectivement de 1,81 et 0,6 couple par hectare) sont inférieures à celles des plantations pluri-spécifiques des stations A1 et A4 (respectivement égales à 5,72 et 3,35).

La diversité des plantations, plus précisément la structure de la plantation (présence d'une strate arbustive et arborée), semble également exercer une influence sur la diversité des espèces spécialistes nichant sur les stations. En effet, les plantations mono-spécifiques des stations A2 et A3 sont celles qui hébergent le moins d'espèces spécialistes du milieu forestier. Les espèces spécialistes étant plus sensibles aux modifications de l'habitat que les généralistes, une proportion majoritaire de spécialistes peut indiquer une certaine vulnérabilité du peuplement aviaire nicheur de ces stations. Enfin, l'analyse des substrats de nidification tend à confirmer l'importance de la structure de la plantation dans la stratégie de nidification de l'avifaune puisque A1, qui présente la diversité arbustive et arborée la plus importante, constitue la station présentant la plus forte diversité de substrats de nidification. Nous pouvons également émettre l'hypothèse d'une influence de l'effet lisière dans la stratégie de nidification, comme nous avons pu le constater pour la station A2, ce qui, à une plus grande échelle, souligne l'importance du paysage dans le fonctionnement de l'écosystème d'une plantation.

#### *e. La macrofaune du sol*

À partir des investigations menées en collaboration avec l'IRD, les principaux ordres de la macrofaune du sol ont été déterminés sur les stations du site A. Au moment de la rédaction du présent rapport, l'étude à l'échelle des espèces n'est pas finalisée (fin du projet de recherche prévue en juillet 2010) mais fera l'objet *in fine* d'une publication sur l'influence des ETM sur la macrofaune du sol. Dans la suite de notre propos, nous décrirons les résultats obtenus en distinguant le stade larvaire et le stade adulte de la macrofaune étudiée.

##### *e.i. Le stade larvaire*

Quatre stades larvaires composent la macrofaune du sol du site A : les larves de Coléoptères, de Diptères, de Lépidoptères et d'Hyménoptères. La station présentant le plus grand nombre de larves est A3, la station présentant le moins de larves est la station A2, combinant à la fois la présence de polluants et une forte fermeture du milieu (très ombragée, sans arbuste). Les larves les plus représentées et majoritaires sur les stations, à l'exception d'A2, sont celles de Coléoptères. À l'opposé, les larves d'Hyménoptères sont très faiblement représentées, voir absentes sur A1. Nous avons par ailleurs constaté un nombre croissant de larves de Lépidoptères de la parcelle A1 à la parcelle A4.

### e.ii. Le stade adulte

Au stade adulte, les parcelles contaminées du site A présentent une diversité de même ordre puisque douze morpho-espèces ont été inventoriées sur A1 et A2, et onze morpho-espèces sur A3 et A4. Cette différence étant due à l'absence de Dermaptères dans les échantillons prélevés sur ces deux dernières parcelles. Notons par ailleurs qu'aucun Pseudoscorpion n'a été inventorié sur les quatre parcelles étudiées. De manière globale (toutes morpho-espèces confondues) des différences en termes d'abondance sont observées avec un gradient croissant d'effectifs de A1 à A4. Des différences sont également observées entre les stations. A titre d'exemples, il y a trois à quatre fois plus de vers de terre sur A1 et A4 que sur A2 et A3. Parallèlement, il y a plus d'hémiptères et de gastéropodes sur les parcelles A2 et A4 que sur les parcelles A1 et A3. En ce qui concerne les limaces, elles sont, en nombre, au moins deux fois plus importantes sur la parcelle A4, la moins contaminée, que sur les autres parcelles étudiées. L'effectif de la classe des Diplopodes augmente de A1 (261 individus) à A4 (650 individus). Les stations A3 et A4 présentent un nombre important de fourmis. Le fait d'échantillonner sur un nid de fourmis est susceptible de déformer beaucoup la distribution de par leur important effectif.

En termes de composition en espèces, la macrofaune du sol de la station A1 est composée à 40% environ de vers de terre. A2 présente, à hauteur environ d'un quart, des Hémiptères et des Hyménoptères. Les fourmis (hyménoptères) représentent 74% de la macrofaune de la station A3. La composition de la macrofaune du sol sur A4 se rapproche de celle d'A2 avec néanmoins une présence plus marquée des gastéropodes. Ces résultats indiquent que chaque parcelle présente une composition spécifique. Il semble donc logique de s'attacher à l'étude de ce groupe biologique pour caractériser la qualité du milieu terrestre.

### e.iii. Discussion des résultats

Une analyse des résultats à l'échelle des ordres de la macrofaune est délicate et peu informative en comparaison de l'analyse à l'échelle de l'espèce. Néanmoins, nous pouvons souligner l'importance des larves de Diptères, de Coléoptères et de Lépidoptères pour leur rôle dans la transformation de la litière. Nous pouvons donc supposer que leur abondance au niveau de la station A3 est susceptible d'avoir des répercussions positives sur la décomposition de la matière organique et l'activité biologique du sol au sens large.

En ce qui concerne la macrofaune adulte, nous avons mis en évidence une forte abondance des Hyménoptères, principalement représentés par les fourmis au niveau de la station A3. La diversité des régimes alimentaires (saprophages et prédatrices) des fourmis ne permet pas de conclure quant à l'impact de leur abondance sur le fonctionnement de la chaîne trophique. Néanmoins, les fourmis étant considérées comme des ingénieurs de l'écosystème (Deprince, 2003), elles sont susceptibles d'avoir une influence sur le fonctionnement global de l'écosystème de la station A3.

#### *f. L'entomofaune*

L'étude de l'entomofaune du site A a porté sur (i) les Lépidoptères rhopalocères, (ii) les Coléoptères polyphages, plus précisément les Coccinélidés, et (iii) les Orthoptères. Pour chacun de ces groupes biologiques, nous commenterons les résultats des inventaires *in situ*, en terme de diversité spécifique, les caractéristiques de l'habitat traduites par la présence de chaque espèce et nous préciserons, lorsque l'information est renseignée, la valeur patrimoniale et le régime alimentaire des espèces contactées.

##### *f.i. Les Lépidoptères Rhopalocères*

Les inventaires menés en 2007 ont permis de recenser 18 espèces sur l'ensemble des stations du site A. À l'échelle des stations, la diversité des Lépidoptères rhopalocères la plus élevée est observée au niveau des stations A1 et A4 avec respectivement 10 et 12 espèces. À l'inverse, la parcelle A3 présente une diversité relativement faible avec seulement 4 espèces recensées. En termes d'indications écologiques, les espèces recensées traduisent principalement des milieux ouverts ou des clairières. Seules deux espèces sont communes à l'ensemble des stations. Il s'agit d'*Inachis io* et *Pieris rapae* qui sont des espèces plutôt ubiquistes. Il est, par ailleurs, probable que la fréquence d'*Inachis io* soit corrélée avec l'abondance d'*Urtica dioica* sur chacune des parcelles, les massifs d'orties étant le lieu de reproduction privilégié de l'espèce. Sur le plan patrimonial, aucune de ces espèces ne bénéficie d'un statut de protection ou de menace à l'échelle nationale et européenne.

##### *f.ii. Les coccinélidés*

L'inventaire des coccinélidés réalisé en 2007 a permis de contacter sept espèces sur l'ensemble des stations du site A. La station A2 présente la plus forte diversité de coccinelles avec sept espèces observées contre quatre et deux respectivement pour A1 et A3-A4. Sur le

plan écologique, la station A2 accueille trois espèces plutôt inféodées aux haies, bocages et forêt de feuillus (*Adalia 10-punctata*, *Calvia 14-guttata* et *Halyzia 16-guttata*) et deux espèces considérées comme ubiquistes (*Adalia 2-punctata* et *Coccinella 7-punctata*) du fait qu'elles colonisent des habitats variés. Sur le plan patrimonial, aucune de ces espèces ne bénéficie d'un statut de protection ou de menace à l'échelle nationale et européenne.

#### f.iii. Les Orthoptères

Quatre espèces d'Orthoptères ont été recensées sur les stations A1 et A4 (aucune espèce n'a été observée sur A2 et A3) lors de nos investigations de terrain menées en 2007. La station accueillant la plus forte diversité d'Orthoptères est A4 (3 espèces contre 2 sur A1). Parmi elles, aucune ne bénéficie d'un statut de protection ou de menace à l'échelle nationale et européenne.

#### g. Description de la biocénose des stations

##### g.i. Station A1

La station A1 est une parcelle boisée composée d'essences variées et pionnières telles que *Betula pendula* et *Fraxinus excelsior* pour la strate arborée et *Alnus glutinosa*, *Crataegus monogyna* pour la strate arbustive. Le couvert végétal est dense et nitrophile, l'abondance d'*Urtica dioica*, de *Galium aparine* et de *Rubus caesius* en témoigne. Cette végétation de friche haute nitrophile laisse localement place à une végétation plus hygrophile avec des espèces telles que *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis epigejos* et *Mentha aquatica*. Ce type de végétation se développe préférentiellement au niveau de petites rigoles créées artificiellement pour drainer l'eau du site. Le niveau hygrométrique du sol est important au niveau de la parcelle comme l'atteste l'occupation des sols avant plantation puisqu'il s'agissait d'une zone de marécages. Pour l'avifaune plutôt forestière de la station A1, la structure de la végétation (diversité des strates arborées et arbustives) ainsi que les formes buissonnantes sont des éléments écologiques importants qui permettent l'accueil de la plus grande diversité d'oiseaux, notamment de nicheurs, du site A. Les ressources et la diversité des habitats de la station A1 semblent également favorables aux mammifères puisque neuf espèces ont été contactées sur la station. Le régime alimentaire de ces espèces étant principalement basée sur la végétation (l'herbivorie représente en effet 56% du régime alimentaire des espèces), nous pouvons en déduire que l'écosystème de A1 constitue un lieu



de nourrissage efficace pour la mammalofaune. L'étude plus spécifique des populations d'*Apodemus sylvaticus* tend à confirmer cette hypothèse puisque les caractéristiques populationnelles (taille et densité) et morphologiques des individus capturés indiquent que le milieu semble propice à leur installation, leur développement et leur nourrissage. En ce qui concerne l'entomofaune, la station A1 présente la diversité spécifique la plus importante à l'échelle du site A. Il s'agit notamment de la station présentant la plus forte diversité de Lépidoptères rhopalocères. La diversité de ces insectes pollinisateurs est importante pour le fonctionnement de l'écosystème, en particulier de la végétation dont la stratégie de reproduction repose essentiellement sur l'entomofaune. Par ailleurs, les Lépidoptères rhopalocères et les Orthoptères contactés au niveau de A1 sont typiques des bois humides et clairs, ce qui suppose une influence de la nature et de la structure de l'écosystème forestier sur la présence et la diversité de ces groupes biologiques. Au niveau de la macrofaune du sol, la diversité des ordres est équivalente à celle des autres stations mais l'abondance y est en revanche la plus faible. Cette différence d'abondance peut être dommageable pour le fonctionnement de la chaîne trophique, notamment pour l'avifaune dont les ressources alimentaires sont essentiellement les insectes du feuillage et les invertébrés du sol. Elle peut également avoir des conséquences sur l'activité biologique des sols, notamment la décomposition de la matière organique. Une étude complémentaire sur l'activité biologique des sols et les caractéristiques de la litière constitue une perspective intéressante de cette étude et fait l'objet d'un projet de recherche (en collaboration avec l'IRD) dont la finalisation est prévue en juillet 2010.

Globalement, la station A1 héberge des habitats variés, comme l'atteste la diversité des communautés végétales, arbustives et arborées, accueillant un grand nombre d'espèces végétales et animales. Dans l'ensemble, la flore et la faune de la station sont assez communes. Néanmoins, la présence de plusieurs espèces patrimoniales (ex. *Epipactis helleborine*) atteste d'une qualité écologique correcte de l'écosystème. En termes de fonctionnement, la biocénose de la station A1 constitue un lieu de refuge, de reproduction et de nourrissage efficace en particulier pour les Lépidoptères rhopalocères, l'avifaune et la mammalofaune. En termes d'évolution, l'écosystème semble aujourd'hui à l'équilibre. Néanmoins, l'activité biologique des sols étant susceptible d'être perturbée, vraisemblablement par la présence de fortes teneurs en ETM dans les sols, nous évaluerons les conséquences à long terme sur le

fonctionnement de l'écosystème par le biais de l'évaluation des risques écologiques du site A (Partie II).

#### g.ii. Station A2

La station A2 est une plantation mono-spécifique composée d'*Acer pseudoplatanus* qui présente la particularité d'être traversée par une route départementale. En conséquence, la végétation de sous-bois se développant de part et d'autre de la route est très différente. La strate herbacée de la partie nord de la plantation est abondante alors que dans la partie sud, la strate herbacée est quasi absente. Cette différence peut notamment être expliquée par la nette différence d'ombrage entre la partie sud et la partie nord, cette dernière étant nettement plus éclairée que la première. L'influence de l'ombrage dans le développement de la strate herbacée se manifeste d'ailleurs au niveau de la partie sud par un gradient croissant d'abondance d'espèces herbacées depuis l'intérieur de la plantation vers l'extérieur de celle-ci. Dans la partie nord de la plantation se développe une végétation de friche haute caractérisée par *Arrhenatherum elatius* et localement nitrophile comme l'atteste la présence de *Urtica dioica* et *Galium aparine*. La structure de la plantation n'est pas propice à l'accueil d'une avifaune diversifiée et abondante. En revanche, la nidification de quelques espèces au niveau de fourrés buissonnants localisés en périphérie de la station met en évidence une influence de l'effet lisière et du contexte paysager, en particulier la proximité d'autres plantations plus anciennes et variées, dans la stratégie de nidification de l'avifaune. Néanmoins, l'avifaune de la station A2 n'est pas exceptionnellement variée. Elle se compose d'espèces de milieu boisé, plutôt ubiquistes traduisant pour la plupart une simplification du milieu. En ce qui concerne la mammalofaune, les données recueillies sont insuffisantes pour permettre une analyse fine des caractéristiques de ce groupe biologique et de son interaction avec le milieu. Au niveau de l'entomofaune, plusieurs espèces de coccinelles ont été recensées (plus forte diversité spécifique du site A) et sont plutôt ubiquistes et caractéristiques de milieux boisés. Leur abondance et leur diversité au niveau de la station A2 supposent par ailleurs la présence d'espèces pionnières comme les charançons et quelques tordeuses qu'elles affectionnent particulièrement. Ces espèces nous indiquent indirectement que l'écosystème connaît une évolution lente et en est encore à un stade juvénile typique de milieux modifiés par l'homme. En ce qui concerne les autres insectes inventoriés, les

Lépidoptères rhopalocères sont peu représentés et aucun Orthoptère n'a été contacté lors de nos investigations, ces résultats supposent que les conditions écologiques offertes par la station sont peu favorables au développement de ces groupes biologiques. Pour la flore vasculaire, la faible diversité spécifique des Lépidoptères rhopalocères, insectes pollinisateurs, peut avoir des conséquences dommageables sur sa stratégie de reproduction puisqu'elle repose essentiellement sur l'entomofaune.

Globalement, la station A2 héberge une plantation dont les caractéristiques sont peu favorables à l'accueil d'une faune et d'une flore diversifiées. En conséquence, la capacité de nourrissage et de reproduction de l'écosystème est assez limitée, en particulier pour l'avifaune, la mammalofaune et les Lépidoptères rhopalocères. Sur le plan sanitaire, la plantation est très impactée par un champignon parasite, *Rhytisma acerinum* dont l'infection peut avoir des conséquences néfastes sur l'activité photosynthétique des arbres. Comme il s'agit d'une plantation mono-spécifique, l'évolution de ce parasitisme et de ces conséquences constitue un paramètre déterminant dans l'évolution de la plantation.

### g.iii. Station A3

La station A3 est une plantation mono-spécifique de *Populus nigra*. La strate arbustive du boisement est quasi-inexistante (quelques espèces réparties de manière ponctuelle) et la strate herbacée est constituée d'une végétation plutôt prairiale (friche haute à graminées dominée par *Arrhenatherum elatius*). Le contexte agricole de la station A3 lui confère un peuplement avifaunistique diversifié (plus forte diversité absolue de l'avifaune totale). De fait, il se compose d'espèces plutôt inféodées au milieu agricole comme par exemple *Alauda arvensis* (Alouette des champs), *Perdix perdix* (Perdrix grise) et *Vanellus vanellus* (Vanneau huppé). Elle est également favorable à l'accueil d'espèces ubiquistes et/ou adaptées aux milieux ouverts pour lesquelles la station peut servir de site de refuge ou de nourrissage. Néanmoins, la strate arborée mono-spécifique, haute et non associée à une strate arbustive, ne constitue pas un site de nidification pour l'avifaune des milieux boisés. De ce fait, seules deux espèces (*Pica pica* et *Corvus corone*), plutôt ubiquistes et constituant leur nid au niveau de la canopée, nichent sur la station A3, ce qui représente à la fois les plus faibles diversités et abondances de nicheurs du site A. En ce qui concerne la mammalofaune, hormis la fréquentation par quelques espèces (détectée grâce aux traces laissées par les animaux), la

station ne semble pas favorable à l'accueil des petits rongeurs, en particulier *Apodemus sylvaticus*, *Microtus agrestis* ou *Clethrionomys glaelolus*, puisqu'aucun individu n'a été capturé lors de nos investigations de terrain. Concernant le peuplement entomologique, la diversité est assez faible, seules six espèces au total ont été contactées (quatre espèces de Lépidoptères rhopalocères, deux de coccinelles et aucune d'Orthoptères). Cette faible diversité spécifique, notamment des Lépidoptères rhopalocères, insectes pollinisateurs, est susceptible d'entraîner des conséquences dommageables sur la stratégie de reproduction de la flore vasculaire essentiellement basée sur l'entomofaune et l'alimentation de l'avifaune dont l'une des principales ressources est l'entomofaune du feuillage. Au niveau de la macrofaune du sol, la diversité des ordres est équivalente à celle des autres stations et l'abondance y est plus importante que sur les stations A1 et A2. Nous pouvons donc supposer une meilleure activité biologique du sol et une plus importante capacité de nourrissage de l'avifaune invertivore (les invertébrés du sol sont la première ressource alimentaire de l'avifaune de la station A3) que sur les stations A1 et A2.

Globalement, la plantation de la station A3 ne présente pas les caractéristiques d'un écosystème forestier (milieu très ouvert, végétation prairiale au niveau de la strate herbacée et quasi-absence de strate arbustive). Néanmoins, il constitue un site de refuge et de nourrissage pour la faune du secteur.

#### g.iv. Station A4

La station A4 accueille la plus jeune des plantations étudiées. Elle est composée d'essences arbustives et arborées variées telles que *Alnus glutinosa* (Aulne glutineux), *Fraxinus excelsior* (Frêne commun) ou *Acer pseudoplatanus* (Erable sycomore). En terme de structure, les strates arbustive et arborée ne sont clairement distinctes à ce stade de l'évolution de la plantation. Au niveau de la strate herbacée, c'est une végétation de friche haute à graminées ponctuellement piquetée d'un cortège d'espèces nitrophiles (ex. : *Symphytum officinale* – Consoude officinale, *Galium aparine* - Gaillet gratteron et *Urtica dioica* - Ortie) qui s'est installée. Localisée entre une autoroute et des habitations, la station A4 constitue pour la faune un lieu potentiel de refuge et de nourrissage. Néanmoins, la diversité et l'abondance des oiseaux restent plus faibles que sur les autres stations du site A et peuvent être la conséquence de la jeunesse de la plantation et/ou des pressions anthropiques exercées sur le milieu. Ce

contexte semble également influencer la composition du peuplement avifaunistique de la station A4, la plupart des espèces contactées présentant en effet un haut niveau de tolérance au dérangement (ex. *Passer domesticus*, *Turdus merula* et *Sturnus vulgaris*). Pour la mammalofaune, la station A4 semble favorable à l'implantation de petits mammifères, notamment d'*Apodemus sylvaticus* dont les caractéristiques populationnelles et morphologiques traduisent une bonne acclimatation des populations aux conditions écologiques et anthropiques du milieu. En ce qui concerne l'entomofaune, les Lépidoptères rhopalocères et les Orthoptères contactés correspondent à des espèces plutôt inféodées aux milieux ouverts (prairies, bois clairs) légèrement eutrophisés. Nous pouvons donc supposer une influence des caractéristiques de la strate herbacée et de la structure de la plantation sur la composition spécifique de l'entomofaune. La diversité des Lépidoptères rhopalocères constitue en retour un atout pour la flore vasculaire dont la stratégie de reproduction repose principalement sur l'entomofaune. La macrofaune du sol présente une diversité proche de celle des autres stations ; en revanche, l'abondance des ordres est supérieure à celles des autres stations du site A (à l'exception des fourmis). Globalement, la plantation de la station A4 accueille un milieu plutôt ouvert avec une végétation prairiale au niveau de la strate herbacée et des strates arbustive et arborée non distinctes à ce jour. Néanmoins, la diversité des essences arbustives et arborées plantées suggère une évolution vers un écosystème forestier. Cette perspective est favorisée par la diversité et l'abondance de la macrofaune du sol qui supposent une bonne activité biologique du sol et un bon approvisionnement de nourriture, en particulier pour l'avifaune invertébrée. Pour la faune locale, la plantation constitue un site de refuge, de nourrissage et de reproduction non négligeable compte tenu du contexte très anthropique de la station.

### **II.3.2.2. Le site B**

#### **II.3.2.2.1. Le biotope**

##### *a. Caractérisation de la contamination du sol*

Les sols du site B présentent une contamination :

- en plomb et en zinc sur l'ensemble du site B avec une contamination très marquée au niveau de la zone de lagunage,

- en cuivre sur l'ensemble du site avec une contamination marquée au niveau de l'ancienne chaufferie,
- en nickel sur l'ensemble du site mais avec une contamination plus marquée au niveau de l'ancienne décharge.
- en cadmium au niveau de l'ancienne décharge, de la zone de lagunage et des boisements,
- en chrome au niveau de la dalle,
- en arsenic au niveau de la zone boisée,
- en mercure, au niveau de la décharge, du lagunage, des boisements et de la dalle.

Globalement, les zones de lagunage, de décharge et de boisement présentent les plus fortes teneurs en ETM mesurées dans les sols du site B.

En ce qui concerne les HAP, l'ensemble des sols du site B est impacté par ce type de contamination. Néanmoins, deux zones présentent des teneurs particulièrement élevées. Il s'agit de l'ancienne chaufferie et de la zone boisée. En ce qui concerne les BTEX, les teneurs mesurées au niveau des sols de la décharge, de la chaufferie et de la dalle sont en dessous des limites de quantification. En revanche, nous pouvons souligner des teneurs plus importantes au niveau des zones de lagunage et du dépôt. Enfin, en ce qui concerne les haloformes et apparentés, une contamination en trichloroéthylène et en tétrachloroéthylène est observée au niveau de la dalle (les autres teneurs se situent en deçà des limites de quantification).

Pour plus de clarté, les résultats ont été synthétisés et regroupés par secteur, en fonction de l'ancienne utilisation du site :

**La zone de l'ancienne chaufferie** est caractérisée par des concentrations en cuivre et dans une moindre mesure en plomb, zinc et nickel. Les concentrations en HAP, et notamment en Benzo(a)pyrène, sont, quant à elles, importantes. Tous ces résultats sont cohérents avec l'activité qui y était pratiquée dans cette zone (stockage d'hydrocarbures). Les concentrations relevées sont par ailleurs très hétérogènes sur la zone, l'importance de l'éventuelle source en hydrocarbure présente ici est donc difficilement estimable à partir des informations disponibles aujourd'hui.

**La zone boisée** est quant à elle caractérisée par des concentrations en cuivre, plomb, cadmium, mercure et arsenic. Les concentrations en HAP (notamment pour le naphthalène) et en xylènes sont importantes. Ces résultats sont retrouvés de façon homogène sur les cinq points ayant été échantillonnés.

**La zone de lagunage** est caractérisée à l'est par la présence de trichloroéthylène (TCE), et de façon plus ponctuelle par la présence de plomb. Il y a de nouveau une cohérence entre les résultats et les pratiques de l'ancienne activité : le stockage de solvants était en effet situé sur cette zone et les eaux usées issues du process étaient directement déversées vers ces bassins dont le revêtement plastique est probablement récent. D'autre part, la présence de concentrations en HAP non négligeables est à signaler.

**L'ancienne décharge** représente une source avérée de pollution en ETM (cuivre, nickel, plomb, zinc), en hydrocarbures (chaînes lourdes) et en trichloroéthylène. Ces pollutions sont véritablement localisées au droit de la décharge. En effet, les prélèvements et analyses effectués à proximité ne montrent pas de trace de ces polluants. Les pH relevés lors des derniers prélèvements réalisés sont situés entre 7 et 8,5, ce qui est légèrement plus élevé que ce que l'on retrouve habituellement en milieu marécageux. Les conditions physico-chimiques sont donc défavorables à une éventuelle mise en solution des polluants métalliques dans l'eau. Concernant les solvants chlorés, on note la présence de concentrations en trichloroéthylène (TCE) mais pas de cis-dichloroéthylène (DCE) ou de tétrachloroéthylène (PER) dans les sols. Or la présence concomitante des trois composés est caractéristique des zones sources. Cependant, l'absence de ces composés ne prouve pas l'absence de source en solvants chlorés au droit de l'ancienne décharge. Néanmoins, après le grand nombre de prélèvements et d'analyses réalisés, seules quelques traces de solvants chlorés ont été retrouvées. Ceci peut indiquer qu'il n'y a pas eu, dans le passé, de déversement massif de solvants chlorés à cet endroit.

#### *b. Caractérisation physico-chimique du milieu aquatique*

Le milieu aquatique du site B est représenté par plusieurs entités : deux rigoles nommées N et P qui traversent le site; un bassin de lagunage ayant recueilli les eaux d'exor de la

blanchisserie lors de la période d'activité mais également une mare temporaire et une zone en eaux une partie de l'année (période de hautes eaux, c'est-à-dire d'environ septembre à mars).

#### b.i. Caractérisation physico-chimique du compartiment « eau »

Les eaux de surface du site B présentent :

- une contamination en arsenic, chrome, cuivre et zinc ; toutefois, des limites de détection trop hautes pour qu'une analyse fine puisse être réalisée. Pour les autres éléments, une contamination ne peut être exclue. En ce qui concerne les rigoles, la contamination est observée aussi bien en amont qu'en aval du site B sans augmentation des teneurs en sortie de site, ce qui signifie que la contamination observée a pour origine une autre source située en amont du site B ;
- une absence de contamination des eaux de surface en BTEX et solvants halogénés. Notons toutefois des teneurs en trichloroéthylène et en 1,1,3 trichloréthane au niveau des eaux des bassins de lagunage supérieures à celles des autres zones du site B. En ce qui concerne les HAP, un point de la Rigole P présente une teneur élevée en naphtalène. De plus, en raison des limites de quantification, une contamination générale en pyrène, benzo(ghi)pérylène et indeno (1,2,3-cd)pyrène ne peut être exclue.

#### b.ii. Caractérisation physico-chimique du compartiment « sédiments »

Les sédiments du site B présentent :

- une contamination en cadmium, cuivre, plomb et zinc dans les sédiments du site B. Notons une tendance à l'augmentation des teneurs observées en sortie de site, en particulier dans les sédiments de la rigole P pour le cadmium, le cuivre et le zinc, ce qui signifie qu'il existe au moins deux sources de contamination : l'une située en amont du site (explique teneurs mesurées à l'entrée du site) et l'autre potentiellement résultante de l'activité du site. Bien qu'il n'existe pas de valeur de référence pour ces substances, des teneurs élevées (c'est-à-dire nettement supérieures aux teneurs moyennes mesurées *in situ*) en chrome et cobalt sont observées au niveau de la mare temporaire, ce qui peut supposer que cette zone constitue une source potentielle de contamination aux ETM.



- une contamination en HAP, notamment en fluoranthène et en pyrène dont les teneurs mesurées dans l'ensemble des sédiments du site B sont supérieures à la PNEC sédiments. Néanmoins, nous pouvons remarquer que les teneurs mesurées en amont sont supérieures à celles de l'aval, ce qui suppose que l'origine de cette contamination se situe en amont du site B. Notons également que les teneurs en HAP mesurées dans les sédiments de la rigole N en amont du site sont supérieures à celles de la rigole P.
- une absence de contamination en BTEX et en haloformes et apparentés dans les sédiments du site B (teneurs inférieures à la valeur de référence et/ou aux limites de quantification). Notons toutefois des teneurs élevées en 1,1,2, trichloroéthane dans les sédiments de la rigole P sur le site et en aval de celui-ci pouvant supposer l'existence d'une source de contamination en solvants chlorés sur le site B.

#### II.3.2.2.2. La biocénose

##### *a. Description des habitats du site B*

Sept types d'habitats ont été identifiés pour le site B :

- cinq habitats humides : friche haute nitrophile (HH1), végétation riveraine de bassin artificiel (HH2), végétation riveraine de cours d'eaux (HH3), végétation aquatique de mare temporaire (HH4), végétation aquatique de bassin artificiel (HH5).
- deux habitats forestiers : une végétation arbustive pionnière (HF1) et des boisements artificiels (HF2).

*La végétation arbustive pionnière (HF1)* correspond à un habitat pré-forestier marqué par l'abondance d'espèces pionnières au niveau des strates mussinales (inventaires et exploitation des résultats en cours), et des strates arbustives avec *Betula pendula*. Cet habitat est observé au niveau de la zone où subsiste une dalle de béton, vestige des bâtiments industriels. L'implantation des espèces végétales a été favorisée par les nombreuses fissures observées au niveau de la dalle.

*Les boisements artificiels (HF2)* correspondent à des peupleraies artificielles présentant un sous-bois de mégaphorbiaie nitrophile. Elle est constituée d'une futaie peu dense dominant un sous-étage arbustif et herbacé souvent inextricable. Les coupes provoquent une croissance

exubérante de grands héliophytes et la végétation peut prendre l'aspect d'une roselière caractérisée par la présence d'espèces de forêts dégradées et de friches (*Eupatorium cannabinum*, *Symphytum officinale*...).

#### b. Analyse des communautés végétales du site B

##### b.i. La végétation arborescente

De nombreux relevés d'individus d'association arborescents ont été réalisés, mais sont difficiles à interpréter étant donné leur pauvreté en espèces ; on peut tenter comme suit leur ordination :

- l'aulnaie-frênaie à *Alnus glutinosa*, *Salix* sp. et *Fraxinus excelsior* (Aulne glutineux, Saule et Frêne) sur sol frais à humide ;
- groupement à *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium*, *Hedera helix* (Erable sycomore, Frêne, Meurisier et Lierre commun), association eutrophile jadis riche en *Ulmus minor* parfois encore présent (ormaise – frênaie) avant que la graphiose n'élimine cette essence actuellement souvent remplacée par *Acer pseudoplatanus* ;
- groupement à *Betula pendula* (Bouleau blanc), pionnier en position mésophile, pouvant se rattacher au *Populo tremulae* – *Betuletum pendulae* fréquent dans les stades jeunes de la colonisation végétale de nos terrils régionaux ;
- des peuplements artificiels à Peupliers ou à Marronnier d'Inde ayant pris la place de communautés spontanées, que nous ne chercherons pas à dénommer, malgré une possibilité offerte grâce aux concepts de la « phytosociologie des associations artificielles » (DE FOUCAULT, 1996).

##### b.ii. La végétation arbustive

La végétation arbustive observée sur les sites se rattache à trois types de communautés. La première communauté n'est représentée que par un relevé, à *Buddleja davidii* (communément appelé arbre à papillons) et Saules ; il se rattache à une association pionnière fréquente en position urbaine ou suburbaine, pauvre en espèces, le *Salici capreae* – *Buddlejetum davidii* Wattez & de Foucault 2005 (WATTEZ & DE FOUCAULT, 2005).

La deuxième communauté est représentée par six relevés dont le nombre d'espèces varie de 5 à 12, essentiellement *Sambucus nigra* (Sureau noir), *Humulus lupulus* (Houblon), *Salix cinerea* (Saule blanc), *Bryonia dioica* (Bryone dioïque) ; il se rattache à un fourré hygro-

nitrophile fréquent dans les vallées régionales, l'*Humulo lupuli – Sambucetum nigrae* de Foucault 1991 (DE FOUCAULT, 1991).

La troisième communauté rassemble de nombreux relevés pauvres en espèces (une à cinq), dont plusieurs juvéniles d'arbres. Cette pauvreté spécifique ne nous permet pas de la rattacher à une quelconque association bien définie : il s'agit de fragments phytosociologiques, d'une communauté basale que l'on peut dénommer par BC *Crataegus monogyna*-[*Crataego – Prunetea spinosae*], selon la proposition de KOPECKY & HEJNY (1974 ; BC pour *basal community*).

#### b.iii. La végétation herbacée

La végétation herbacée est très diversifiée et complexe et il n'a pas été toujours possible d'en interpréter la nature en terme de phytosociologie.

##### b.iii.1. Les roselières et magnocariçaies

Un groupement est une magnocariçaie à *Carex paniculata* et *C. riparia* fréquemment décrite dans notre région sous le nom de *Caricetum ripario – acutiformis* Kobendza 1930 (JULVE, 1993). Un autre groupement semble pouvoir être interprété comme une roselière eutrophile rapportable au *Solano dulcamarae – Phragmitetum australis* (Krausch 1965) Succow 1974 (JULVE, 1993).

En plus de ces hautes végétations, signalons la présence d'un *Rorippo amphibiae – Oenanthetum aquaticae* fragmentaire (petite roselière des mares susceptibles de s'assécher en été) et du *Rumici maritimi – Ranunculetum scelerati* fragmentaire (friche annuelle nitrophile pionnière de vases dénudées) (JULVE, 1993).

##### b.iii.2. Les mégaphorbiaies

Dans les niveaux frais et riches mais pas trop inondés, les végétations à hautes herbes relèvent plutôt d'une formation végétale de type mégaphorbiaie. Ainsi, trois groupements peuvent être interprétés comme

- une mégaphorbiaie hygronitrophile à *Eupatorium cannabinum*, *Scrophularia auriculata*... que l'on peut rapprocher du *Convolvulo sepium – Eupatorietum cannabini* (Oberdorfer *et al.* 1967) Görs 1974 (GÖRS, 1974).

- une mégaphorbiaie plus naturelle, moins eutrophisée, à *Cirsium oleraceum* et *Filipendula ulmaria*, à rattacher au *Filipendulo ulmariae – Cirsietum oleracei* Chouard 1926 (JULVE, 1993).
- un cortège un peu différent : *Symphytum officinale*, *Epilobium hirsutum*, *Angelica sylvestris*, *Heracleum sphondylium*, *Cirsium arvense*, *Dipsacus fullonum*... que l'on peut rapprocher de l'*Epilobio hirsuti – Convolvuletum sepium* Hilbig et al. 1972.

#### *b.iii.3. Les friches*

La friche élevée hygronitrophile à *Humulus lupulus* (Houblon), *Rubus caesius* (Ronce bleue), *Symphytum officinale* (Consoude officinale), *Urtica dioica* (Ortie dioïque)... peut être rattachée au *Symphyto officinalis – Rubetum caesii* Passarge 1982 (PASSARGE, 1982).

Une friche à *Daucus carota – Picris hieracioides* se rattachant à une forme du *Dauco carotae – Picridetum hieracioidis* Görs 1966 (JULVE, 1993) est également observée.

#### *b.iii.4. Les ourlets et les sous-bois herbacés*

Le groupement IVa, représenté par un seul relevé, décrit un ourlet mésophile eutrophile à rattacher à l'*Urtico dioicae – Aegopodietum podagrariae* (Tüxen 1963) Oberdorfer 1964 (JULVE, 1993), alors que le IVb correspond à une communauté à *Hedera helix – Scrophularia auriculata* décrivant un sous-bois herbacé sciaphile. Le Ve correspond à un ourlet à *Fragaria vesca – Inula conyzae* (alliance du *Trifolion medii*).

Les groupements VIIa (gr. à *Chelidonium majus*) et VIIb (gr. à *Poa pratensis*) sont difficiles à interpréter, semblant correspondre à deux types d'ourlets mésohygronitrophiles.

Le groupement IXa, à *Brachypodium sylvaticum*, *Festuca gigantea*, *Geum urbanum*..., est bien représentatif d'un ourlet hygronitrophile assez bien connu, quoique peu étudié, le *Brachypodio sylvatici – Festucetum giganteae* (DE FOUCAULT & FRILEUX, 1983).

#### *b.iii.5. Les dalles*

Parfois, des restes de dallage affleurent à la surface du sol et peuvent accueillir des communautés xérophiles marquées par des Crassulacées et des annuelles. Ainsi, l'unité VIIIa est un complexe local où une communauté vivace ouverte à *Sedum acre*, *Agrostis stolonifera*, *Potentilla reptans*... (alliance du *Sedo albi – Poion compressae* ; DE FOUCAULT, 1999) se superpose à une communauté thérophytique à *Arenaria serpyllifolia*, *Myosotis arvensis*,

*Erodium cicutarium*... (alliance de l'*Acini arvensis* – *Arenarion serpyllifoliae* ; DE FOUCAULT, 1999).

La transition du dallage vers les friches sur sols plus profonds se fait une pelouse mixte dans laquelle des espèces des deux milieux cohabitent (VIIIb) : *Sedum acre* d'un côté, *Poa pratensis*, *Fragaria vesca*, *Calamagrostis epigejos*... de l'autre, alors que les thérophytes des dalles régressent ou disparaissent.

### c. Analyse de la flore vasculaire du site B

Les listes d'espèces ont été exploitées et analysées afin d'en extraire les principales caractéristiques de la flore vasculaire des stations d'étude. Classiquement, cette démarche considère les espèces spontanées et non introduites. Deux paramètres permettant de juger de la qualité du couvert végétal ont ensuite été déterminés et analysés. Il s'agit du niveau de rareté défini à l'échelle régionale par le CRP-CBN de Bailleul et de la valeur patrimoniale de la flore vasculaire.

#### c.i. Analyse de la richesse spécifique et des statuts de la flore vasculaire du site B

À l'exception de la friche haute nitrophile (HH1) qui accueille le plus grand nombre d'espèces, les habitats humides, en particulier les végétations riveraines de cours d'eau (stagnantes ou vives), ont une richesse spécifique assez faible (entre 9 et 34 espèces). Les habitats forestiers du site présentent une bonne diversité spécifique à l'échelle du site. Parmi ceux-ci, la végétation arbustive pionnière présente la plus grande richesse spécifique. Le stade pionnier de cet habitat peut expliquer pour partie ce résultat.

Globalement, les habitats forestiers et humides du site B présentent un taux d'espèces indigènes et assimilées supérieur à la moyenne régionale. Les habitats en présence sont donc représentatifs des habitats régionaux.

#### c.ii. Analyse de la rareté et de la menace de la flore vasculaire

Quel que soit le type d'habitat considéré, la flore vasculaire du site B est relativement commune. Parmi les habitats forestiers, la végétation arbustive pionnière héberge deux espèces rares : *Verbascum blattaria* (Molène blattaire) et *Aquilegia vulgaris* (Ancolie commune) qui est inscrite sur la liste rouge régionale des plantes menacées. Parmi les habitats humides, deux espèces bénéficient d'un statut réglementaire particulier. Il s'agit de (i) *Juncus*

*subnodulosus* (Jonc à tépales obtus) observés au niveau des friches hautes humides du site et inscrit sur la liste rouge régionale des plantes menacées et (ii) *Listera ovata* (Listère à feuilles ovales) observée à proximité immédiate d'une mare temporaire du site est inscrite à l'annexe II du Règlement CEE n°3626/82 du Conseil du 3 décembre 1982 relatif à l'application dans la Communauté européenne de la Convention sur le commerce international des espèces de la faune et de la flore sauvages menacées d'extinction.

La flore (espèce et sous-espèce) indigène et assimilée du site B est composée d'espèces dont le niveau de menace est faible puisqu'elle est majoritairement composée de taxons de préoccupation mineure. Parmi les habitats de zones humides, l'habitat aquatique de bassins artificiels présente un niveau de menace légèrement inférieur aux autres habitats humides. Cette différence est liée à la présence de *Juncus subnodulosus*, taxon quasi menacé dans la région. De même, l'habitat forestier de type végétation arbustive pionnière présente également un niveau de menace légèrement inférieur aux autres habitats forestiers en raison de la présence de deux taxons quasi menacés dans la région : *Verbascum blattaria* et *Aquilegia vulgaris*.

#### d. La fonge

33 espèces fongiques ont été observées sur le site B. Deux types trophiques sont présents, les saprotrophes, qui décomposent les matières organiques mortes et les transforment en humus, et les champignons ectomycorhiziens, qui forment des associations symbiotiques avec les arbres en présence pour permettre les échanges de sels minéraux et de sucres élaborés. Les symbioses peuvent s'établir de manière indifférenciée, préférentiellement ou exclusivement avec une essence. Sur le site B, les espèces fongiques en présence établissent préférentiellement des symbioses avec le Bouleau ou le Saule.

En ce qui concerne la valeur patrimoniale, une espèce « caractéristique » a été recensée sur le site B. Il s'agit de *Arrhenia rickenii*, espèce caractéristique des stades pionniers bryo-lichéniques à valeur écologique moyenne mais liée à des caractéristiques d'espèces plus rares.

## *e. L'avifaune*

### *e.i. L'avifaune totale*

#### *e.i.1. Diversité et abondance de l'avifaune totale*

L'inventaire de l'avifaune du site B réalisée en 2007 complétée par les espèces ayant été observées au cours de l'inventaire de l'avifaune nicheuse (données supplémentaires dans le tableau) de 2008 a permis d'identifier un total de 54 espèces. À l'échelle du site, une espèce ne bénéficie pas de statut de protection. Il s'agit du Faisan de Colchide et ne présente donc aucune valeur patrimoniale. Vis-à-vis du statut de menace, trois passereaux (le Pouillot fitis; la Mésange noire et la Fauvette grisette) sont quasi-menacés, un rapace (le Milan noir) et un oiseau d'eau (Sarcelle d'été) sont classés comme vulnérables.

#### *e.i.2. Spécialisation de l'avifaune totale*

La diversité avifaunistique du site B a été analysée en fonction de la spécialisation des oiseaux. Pour 41% des espèces inventoriées, le degré de spécialisation n'est pas renseigné. Pour le reste de l'avifaune totale du site B, 22% des espèces sont généralistes et 19% sont spécialistes du milieu forestier. Ce résultat reflète à la fois le contexte naturel du site B qui est essentiellement composé de plantations ainsi que le niveau d'anthropisation du site.

#### *e.i.3. Régime alimentaire et substrat d'alimentation de l'avifaune totale*

Afin d'étudier leur alimentation, les espèces ont été regroupées selon leur régime alimentaire (herbivore, insectivore, carnivore...) et leur substrat d'alimentation (sol, feuillage, tronc...). Ainsi, 65% de l'avifaune du site B est invertivore ou insectivore (strict ou omnivore) environ 1/5 est herbivore et 11% sont des carnivores de fin de chaîne alimentaire, qui sont des espèces clé de voute pour les écosystèmes. Globalement, l'avifaune du site B se nourrit au niveau du sol (43%) et du feuillage (30%) afin de trouver les invertébrés nécessaires à son alimentation. Une attention particulière devra donc être apportée à la qualité des sols. De plus, parmi les espèces fréquentant le site B, 14% d'entre elles utilisent le milieu aquatique comme source de nourrissage.

## e.ii. L'avifaune nicheuse

### *e.ii.1. Diversité et abondance de l'avifaune nicheuse*

En 2008, 32 espèces de nicheurs sont observées sur les 54 espèces contactées sur le site. Onze espèces sont inféodées aux milieux aquatiques et enrichissent ainsi la diversité du site. Sept espèces de rapace sont également dénombrées, indiquant des chaînes alimentaires complètes et complexes. Plus de 50% de la diversité des nicheurs du site B ont une valeur patrimoniale à l'échelle internationale et nationale (respectivement 84,4% et 68,7%). Deux espèces, la Fauvette grisette et le Pouillot fitis dont le statut de menace est quasi menacé, sont nicheurs sur le site ce qui lui confère une bonne valeur écologique. Par contre, la Mésange noire (quasi menacée) et les deux espèces vulnérables ne sont pas nicheuses. Le site B accueille 109 couples de nicheurs certains, 72 couples de nicheurs probables et 101 couples de nicheurs possibles. Le Merle noir, le Rougegorge familier et le Troglodyte mignon sont les espèces nicheuses les plus observées. La densité, toutes espèces confondues, est de 7,24 couples certains et/ou probables par hectare, ce qui est une diversité importante au regard des données de l'ONF. Cela peut s'expliquer par la présence de différents milieux (eaux superficielles, forêt) et des habitats d'âges différents allant de zones de végétation pionnière à des boisements plus âgés pouvant accueillir les cavernicoles (pics). Un autre argument peut également être avancé : la tranquillité du site depuis l'arrêt des activités (peu de pression anthropique, hormis l'activité cynégétique).

### *e.ii.2. Substrat de nidification de l'avifaune nicheuse*

La majorité des espèces nicheuses du site B nichent au niveau de la strate arbustive, dans des cavités, essentiellement arboricoles et au niveau de la canopée. Ce résultat souligne l'importance des habitats forestiers dans la stratégie de nidification de l'avifaune nicheuse du site B.

### *e.ii.3. Spécialisation de l'avifaune nicheuse*

De la même manière que pour l'avifaune totale, l'avifaune nicheuse du site B est assez généraliste (38%) et forestière (22%). Ce résultat traduit également le contexte naturel du site (essentiellement boisé, avec des points d'eau).

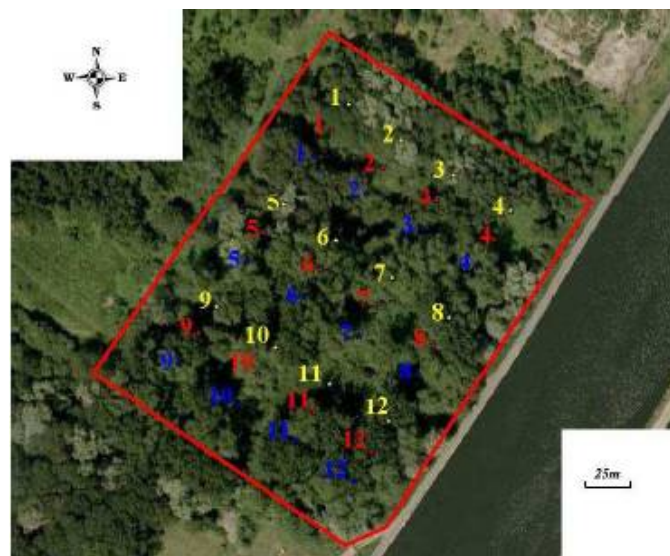


### f. La mammalofaune

Afin d'identifier la mammalofaune du site B, des campagnes de piégeage non vulnérant et des recherches de traces (empreintes, nids, galeries...) ont été effectuées au printemps 2008. Les piégeages ont été conduits sur trois zones spécifiques du site B (Bm1, Bm2 et Bm3). Les résultats de ces investigations ont permis de déterminer une fréquentation et/ou une nidification des espèces relevées. De plus, certaines espèces, comme le Mulot sylvestre, par exemple, ont été capturées en nombre suffisant pour autoriser une étude spécifique à l'échelle de leur population (détermination de la densité de population, analyse du sex-ratio) et une évaluation de l'état de santé des individus par le biais de mesures morphologiques réalisées sur le terrain (mensurations, poids, analyse des caractères physiques apparents des individus capturés). Ces résultats sont présentés dans les paragraphes suivants.

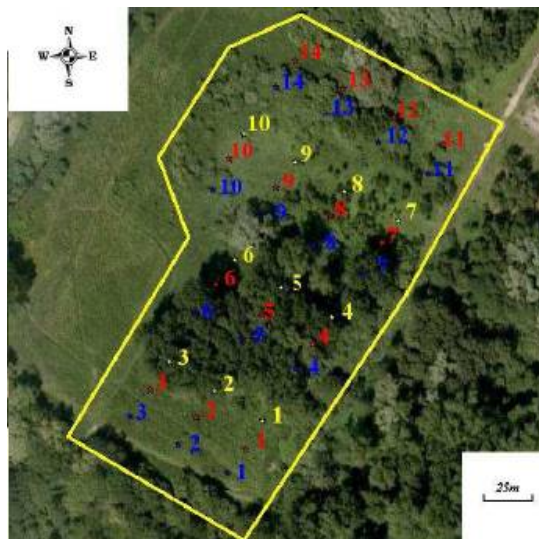
#### f.i. Les zones de prospection

Sur le site B, trois zones de piégeage (figure 14) ont été définies et appelées : Zone Bm1, Bm2 et Bm3. La Zone Bm1 correspond à un habitat forestier, plus précisément il s'agit d'une peupleraie artificielle présentant une végétation de sous-bois généralement nitrophile comme l'atteste l'abondance de Sureau noir et d'Ortie dioïque. Sur cette zone de deux hectares, 36 pièges répartis selon quatre lignes de 9 pièges ont été placés. Les deux belettières et cages à fauves ont été placées aléatoirement ou à des endroits supposés héberger de petits mammifères carnivores.



**Figure 14** : Localisation des pièges au niveau de la zone Bm1

La Zone Bm2 est constituée de trois habitats différents : un habitat forestier correspondant à une peupleraie dense présentant une végétation de sous-bois nitrophile, un milieu de culture (champ de maïs « sauvage » planté pour attirer le gibier) et une friche (au droit d'une ancienne décharge).



**Figure 15** : Localisation des pièges au niveau de la zone Bm2

Sur cette zone de deux hectares, 38 pièges ont été placés selon trois lignes de 11 pièges et une ligne de 5 pièges. Entre chaque série de 3 pièges un espace de 20 mètres (au lieu des 25 mètres) a été laissé afin d'avoir la place nécessaire pour y placer les pièges de type Pitfall.

La Zone Bm3 de deux hectares est constituée d'une peupleraie et d'une friche.



**Figure 16** : Localisation des pièges au niveau de la zone Bm3

Les caractéristiques de cette zone, en particulier des fourrés épineux difficiles à traverser, ont nécessité une adaptation du maillage des pièges aux conditions du terrain. Néanmoins, afin de respecter le nombre de pièges par hectare et d'éviter l'effet de bordure, les lignes de pièges ont volontairement été resserrées et l'espace entre chaque ligne ramené à dix mètres. De plus, une distance équivalente a été conservée entre chaque type de piège (10 mètres) ainsi que l'espace normalement prévu pour les Pitfall. Au final, 37 pièges ont été placés.

#### f.ii. Résultats du recensement des petits mammifères

Dans la majorité des cas, les captures se composent essentiellement de Campagnols et de Mulots sylvestres. Le dispositif de piégeage a également permis de capturer quelques Lérots, une Musaraigne *sp* et un Hérisson d'Europe.



Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*



Campagnol sp *Microtus sp*



Lérot *Eliomys quercinus*

Parmi celles-ci, plusieurs individus de l'espèce *Apodemus sylvaticus* et du genre Campagnol ont été piégés et ont permis une étude plus poussée de leur population et de l'état sanitaire apparent des individus. D'autres espèces ont été capturées (en quantité moindre par rapport aux campagnols et aux mulots), comme le Hérisson d'Europe, le Lérot et la Musaraigne

couronnée *Sorex coronatus* (dont la présence et la détermination ont pu être validées grâce à un crâne trouvé dans une pelote de réjection).

En ce qui concerne le genre Campagnol, il est indispensable d'étudier la formule dentaire pour parvenir à une détermination certaine de l'espèce. De ce fait, seul le genre des individus capturés a pu être déterminé *in situ* et est considéré dans la suite de l'analyse. Néanmoins, lors des relevés de terrain, des ossements trouvés dans des pelotes de réjection sur le site B ont permis de déterminer avec certitude la présence du Campagnol des champs *Microtus arvalis* et du Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*. En ce qui concerne le Campagnol agreste *Microtus agrestis*, nous nous sommes intéressés à son habitat préférentiel afin d'estimer plus finement sa potentialité de présence sur le site B. Ainsi, *Microtus agrestis* est une espèce fréquentant en général les biotopes plus humides et plus couverts que ceux occupés par *Microtus arvalis*, il est plutôt lié aux hautes herbes. Les sols forestiers lui conviennent particulièrement mais il peut également être observé dans les champs, les clairières, les haies, les taillis et les bois clairs (Le Louarn *et al.*, 2003). Parmi les habitats du site B, les peupleraies et les friches hautes nitrophiles présentent par conséquent des caractéristiques favorables à l'accueil de cette espèce permettant de supposer la présence de *Microtus agrestis* sur le site B.

#### f.iii. Valeur patrimoniale des mammifères recensés

Sur le site B, cinq espèces sont protégées au niveau européen (Fournier *et al.*, 2000) grâce à la Convention de Berne comme la Belette d'Europe, le Hérisson d'Europe, le Lièvre d'Europe, la Musaraigne couronnée et le Lérot. Ce dernier possède de surcroît un statut "Vulnérable" dans la Liste rouge Monde. *A contrario*, bon nombre d'entre elles sont classées en tant que "Nuisible", comme le Renard roux et la Belette d'Europe, cette dernière pourtant protégée au niveau européen. À l'échelle nationale, *Erinaceus europaeus* le Hérisson d'Europe figure également sur la liste des espèces protégées. Deux espèces présentes sur le site B possèdent un niveau de menace. Il s'agit de :

- la Belette *Mustela nivalis* qui figure sur la liste rouge nationale en tant qu'espèce à surveiller et sur la liste régionale mais dont le statut de menace n'est pas déterminé à ce niveau ;

- du Lièvre d'Europe *Lepus europaeus* qui figure sur les listes rouges régionale et nationale mais dont le statut de menace est indéterminé.

#### f.iv. Étude des populations de Mulots et des peuplements de campagnols

Le dispositif de piégeage a permis de capturer sur l'ensemble du site B un total de 87 Mulots sylvestre (29 pour Bm1, 39 pour Bm2 et 23 pour Bm3) et de 110 Campagnols *sp* (24 pour Bm1, 25 pour Bm2 et 18 pour Bm3). Pour l'ensemble des zones recensées (ce qui représente 8 hectares au total), l'effort de capture s'élève à 375,5 nuits-pièges, soit 47 nuits-pièges par hectare. Pour mémoire, l'effort de capture sur le site A est de 63 nuits-pièges par hectare. L'effort de capture est donc moindre sur le site B.

Sur le site B, le dispositif de piégeage révèle une efficacité moyenne de 21,6% pour la capture du Mulot sylvestre et de 17,8% pour la capture du Campagnol *sp*. Pour mémoire, l'efficacité de piégeage du site A est de 11,63% et 2,71%, respectivement (avec un effort de capture plus important). Ces résultats démontrent qu'il ne semble pas y avoir de problème méthodologique et que le dispositif de capture est efficace sur le site B. Cela indique également que les populations en présence sont de taille importante. Considérant le Mulot sylvestre et les campagnols, il ne semble pas y avoir de déséquilibre entre les populations, il n'y a donc pas de dominance d'une espèce sur l'autre, voire d'affaiblissement d'une espèce laissant la place à l'autre.

##### *f.iv.1. Caractéristiques morphologiques*

Globalement, les Mulots sylvestre capturés sur le site B présentent des mensurations en accord avec celles décrites dans la littérature. Ces données nous permettent de confirmer la détermination de l'espèce capturée. Elles nous indiquent également que les individus ne présentent pas d'anomalie morphologique. Enfin, le poids des espèces capturées est compris entre 16 et 23 grammes, ce qui suggère que (i) les individus se portent bien puisque le poids moyen de cette espèce se situe entre 18 et 30 g (Le Louarn *et al.*, 2003) et (ii) le milieu leur fournit la nourriture dont ils ont besoin.

Une comparaison des caractéristiques morphologiques entre les individus capturés (toutes espèces confondues) et les données issues de la littérature indique que les Campagnols des champs et les Campagnols roussâtres peuvent se trouver sur le site B. En effet, si la taille du corps et le poids sont considérés, il semble que les individus capturés puissent être rapprochés

du Campagnol des champs, espèce de moindre corpulence que le Campagnol roussâtre. Considérant la taille de la queue et des oreilles, les mensurations des individus capturés se rapprochent du Campagnol roussâtre. Quoi qu'il en soit, sur la base des paramètres morphologiques, il semble que l'état sanitaire du peuplement ne soit pas impacté et que le site procure de bonnes conditions d'accueil et de ressource alimentaire.

*f.iv.2. Estimation de la taille des populations de Mulot sylvestre et de Campagnol par la méthode de capture - marquage - recapture (CMR)*

La mise en place d'une méthode de capture – marquage - recapture (CMR) a permis l'estimation de la taille des populations de Mulot sylvestre et des peuplements de campagnols. En ce qui concerne les Mulots sylvestre, la taille estimée de la population varie de 22 individus *minimum* (Bm3) à 78 individus *maximum* (Bm3) sur le site B. En ce qui concerne les Campagnols sp, la taille estimée de la population varie de 28 individus *minimum* (Bm3) à 96 individus *maximum* (Bm1) sur le site B. Ces résultats semblent mettre en évidence un partage assez équitable du territoire entre les populations de Campagnol *sp* et de Mulot sylvestre sur le site B. Par comparaison avec les données issues de la littérature, la densité estimée des populations de Campagnols sp et de Mulots sylvestre se situe dans la fourchette normale de variation.

*g. L'entomofaune*

L'étude de l'entomofaune du site B a porté sur les Lépidoptères rhopalocères, les Coléoptères polyphages, plus précisément les Coccinélidés, les Orthoptères et les Odonates. Pour chacun de ces groupes biologiques, les résultats des inventaires sont commentés en termes de diversité spécifique, de valeur patrimoniale et d'indications écologiques traduites par la présence de chaque espèce.

*g.i. Les Lépidoptères rhopalocères*

Les inventaires menés en 2007 ont permis de recenser 25 espèces sur l'ensemble du site B. Sur le plan patrimonial, aucune de ces espèces ne bénéficie d'un statut de protection ou de menace à l'échelle nationale et européenne. En termes d'indications écologiques, les espèces recensées regroupent des espèces plutôt ubiquistes telles que le Paon du jour *Inachis io* et la Piéride de la rave *Pieris rapae* ainsi que des espèces traduisant principalement des milieux ouverts ou des clairières. La présence de zones humides (lagunages et rigoles) permet

également la fréquentation du site par des espèces favorables à ce type de milieux telles que la Carte géographique *Araschnia levana* et la Piéride du navet *Pieris napi*.

#### g.ii. Les Coccinellidés

L'inventaire des Coccinellidés réalisé en 2007 a permis de recenser trois espèces sur l'ensemble du site B. Sur le plan patrimonial, aucune de ces espèces ne bénéficie d'un statut de protection ou de menace à l'échelle nationale ou européenne. Sur le plan écologique, la Coccinelle à sept points est assez ubiquiste bien qu'elle manifeste une préférence pour les milieux herbeux. Elle se répartit préférentiellement au niveau des friches humides et de la dalle de béton du site. La Coccinelle variable est quant à elle plutôt inféodée aux boisements (haies, bocages et forêt de feuillus) et se répartit davantage au niveau des peupleraies. Notons enfin la présence d'une espèce invasive : la Coccinelle asiatique *Harmonia axyridis*.

#### g.iii. Les Orthoptères

L'inventaire des Orthoptères réalisé en 2007 a permis de recenser deux espèces sur l'ensemble du site B : le Criquet marginé *Chorthippus albomarginatus* et le Criquet verdelet *Omocestus viridulus*. Aucune ne bénéficie d'un statut de protection ou de menace à l'échelle nationale. Sur le plan écologique, leur présence semble liée aux friches hautes et autres milieux ouverts observés au niveau de la décharge, de la dalle de béton et à l'extrémité nord du site. Le faible nombre de données peut être dû à un effort d'échantillonnage insuffisant mais il semble surtout que les effectifs de ce groupe biologique varient considérablement en fonction des années, l'année 2007 ne semblant pas avoir été propice à leur développement.

#### g.iv. Les Odonates

L'inventaire des Odonates réalisé en 2007 a permis de recenser treize espèces sur l'ensemble du site B. Sur le plan écologique, le peuplement d'Odonates est essentiellement composé d'espèces inféodées aux eaux stagnantes. Ainsi, l'existence de bassins de lagunage dans la partie nord du site explique probablement la diversité observée. Trois espèces sont assez rares ou, tout du moins, moins répandues que les autres espèces. Il s'agit du Sympétrum noir, du Sympétrum jaune d'or et du Sympétrum de Fonscolombe.

#### *h. La batrachofaune*

La diversité batrachologique peut être employée pour estimer la qualité d'un milieu humide. En effet, depuis 1994, le programme de surveillance des marais (développé en partie par l'US EPA) vise à connaître la diversité des amphibiens pour comprendre, surveiller et conserver les milieux humides. Quatre espèces ont été inventoriées sur le site, il s'agit du Crapaud commun (*Bufo bufo*), de la Grenouille rousse (*Rana temporaria*), du Triton palmé (*Triturus helveticus*) et du Triton ponctué (*Triturus vulgaris*). La diversité régionale du site B atteint 26,6% et la diversité nationale est de 10,5%. La richesse spécifique du site B est donc bonne. De plus, les espèces recensées présentent à la fois un statut de protection à l'échelle nationale mais également à l'échelle européenne et internationale. Ces espèces sont toutes protégées et de valeur patrimoniale à l'échelle régionale. Le site B est donc une station d'accueil (refuge) pour ces espèces.

#### II.3.2.2.3. Description de la biocénose du site B

Depuis l'arrêt de l'activité et l'abandon du site, la végétation a progressivement colonisé le milieu. Le caractère humide et les remaniements du site ont entraîné le développement de groupements végétaux spécifiques décrits ci-après. La faune est principalement constituée d'espèces inféodées au milieu humide et au boisement ouvert. Le site B constitue une zone de refuge pour la faune locale bien qu'il semble que la chasse soit régulièrement pratiquée sur le site.

#### *a. La flore*

La dalle de béton héberge une végétation essentiellement composée de bouleaux (*Betula pendula*) qui envahissent progressivement ce milieu minéral. Il s'agit d'une végétation pionnière à dynamique arbustive que l'on nomme « la bétulaie ».

Les peupleraies artificielles qui couvrent environ la moitié de la surface disponible sont constituées d'une futaie peu dense dominant un sous-étage arbustif et herbacé souvent inextricable. Bien que la valeur écologique de ces boisements soit faible, les peupleraies jouent un rôle notable dans l'absorption des eaux superficielles. Le caractère humide du site se reflète également par la présence d'une végétation inféodée aux zones humides avec un cortège floristique composé de la Menthe aquatique (*Mentha aquatica*), la Salicaire (*Lythrum salicaria*) et la Lysimache vulgaire (*Lysimachia vulgaris*). Ce type de végétation est observé



notamment au niveau de la zone de lagunage et de l'ancienne décharge. D'une manière générale, c'est une végétation anthropique qui est observée sur l'ensemble du site, ce qui traduit des perturbations passées et/ou actuelles du site ainsi qu'une récente recolonisation du site par les végétaux.

#### *b. La faune*

La faune ornithologique du site B est très diversifiée et bien représentée. Le site offre tous les critères d'accueil pour l'avifaune. C'est un espace intégrant plusieurs fonctions : site de nourrissage, pratique des activités sociales, site de reproduction, lieux de toilette, de repos, postes de surveillance et de chant. Les espèces inventoriées sont associées au milieu boisé comme le démontre l'abondance des deux espèces de Fauvettes : la Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla* et la Fauvette grisette *Sylvia communis* dont le nom latin fait directement référence à la forêt (*sylvia* en latin signifie forêt). D'autres particularités du site permettent l'installation d'espèces plus particulières, comme par exemple le Martin-pêcheur d'Europe *Alcedo atthis* qui vit aux abords de cours d'eau. Des espèces plus inféodées aux milieux ouverts vont pouvoir trouver refuge et se reproduire au sein de jeunes Bouleaux *Betula pendula* présents au niveau de la dalle de béton. C'est le cas notamment de la Rousserolle que nous avons entendu chanter et marquer son territoire avant de nicher. La diversité d'habitats qui composent l'écosystème du site B attire un panel important d'espèces entomologiques. Ainsi, chez les Lépidoptères, on retrouve des espèces présentes habituellement dans des milieux de type collinéen. La dalle de béton, pouvant être assimilée à un milieu rocailleux, accueille l'Azuré commun *Polyommatus icarus* et certaines espèces d'Odonates qui s'immobilisent dans l'attente d'une proie. Les espèces qui y sont rencontrées se retrouvent habituellement sur les pentes sèches de collines. D'autres espèces que l'on retrouve habituellement en clairières et dans les zones humides nitrophiles sont présentes sur le site. C'est le cas du papillon diurne Robert-le-diable *Polygonia c-album* dont les plantes nourricières sont le Houblon *Humulus lupulus* et la grande Ortie *Urtica dioica*, espèces végétales présentes sur le site.

Ce site propose également quelques écotones. Ainsi les lisières de bois, les chemins forestiers envahis de plantes nitrophiles dévoilent des espèces que l'on observe dans les haies. Les coléoptères, de nombreux Diptères et des Lépidoptères peuvent y être contemplés. La

présence de la Cardamine des prés permet la fréquentation de l'Aurore *Anthocharis cardamines*. L'existence de milieux frais et humides est propice au développement du Tircis *Pararge aegeria* adepte de ce type de milieux chez les Lépidoptères.

Le cortège d'Odonates présent sur le site B est également intéressant. Les espèces observées sont principalement associées à la présence de plans d'eaux stagnantes ou à faibles courants peu profonds. De plus, il faut noter que des espèces de Lépidoptères rhopalocères associées à des milieux rudéraux s'y retrouvent fréquemment comme l'atteste la présence de certains papillons de nuit tels que la Goutte de sang *Tyria jacobaeae* et le Ptérophore blanc *Pterophorus pentadactylus*. Ils témoignent d'un passé anthropisé tout comme d'autres espèces telles que les Piérides, le Paon du jour *Inachis io*, la Carte géographique *Araschnia levana*.

Le peuplement batrachologique est relativement diversifié et se compose au total de quatre espèces d'amphibiens : le Crapaud commun *Bufo bufo* et la Grenouille rousse *Rana temporaria* pour les Anoures, le Triton ponctué *Triturus vulgaris* et le Triton palmé *Triturus helveticus* pour les Urodèles.

### II.3.2.3. Site C

#### II.3.2.3.1. Biotope

##### *a. Teneur dans les eaux de la canalisation*

Sur la base de nos analyses, les eaux de la canalisation présentent une contamination en ETM, notamment en zinc, en chrome et potentiellement en mercure et arsenic (limite de quantification supérieure à la valeur seuil) et en HAP (teneurs en benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, indéno(123-cd)pyrène, en benzo(a)pyrène et en anthracène supérieures aux NQE ainsi que des teneurs en pyrène et fluoranthène supérieures à la PNEC) susceptible d'être néfaste pour la biocénose aquatique. Le tableau 10 résume les substances dont les teneurs mesurées sont supérieures à au moins une des valeurs de référence considérées.

**Tableau 10** : Teneurs dans les eaux de la canalisation lors de la première campagne d'analyses

Paramètres	Unité	PNEC aqua	NQE MA	NQE CMA	Canalisation
Arsenic	µg/L	4,4	NR	NR	<5

Chrome	µg/L	CrVI = 4,1 Cr III = 4,7	NR	NR	<b>10</b>
Mercure	µg/L	0,047	0,05	0,07	<0,1
Zinc	µg/L	7,8	NR	NR	<b>68</b>
<b>HAP</b>					
Benzo(b)fluoranthène	µg/L	NR	NR	NR	0,350
Benzo(k)fluoranthène	µg/L	0,027	NR	NR	<b>0,150</b>
Somme 2 substances		NR	Σ = 0,03	NR	<b>0,500</b>
Benzo(ghi) pérylène	µg/L	NR	NR	NR	0,280
Indeno(1,2,3-cd) pyrène	µg/L	0,0027	NR	NR	<b>0,250</b>
Somme 2 substances		NR	Σ = 0,002	NR	<b>0,520</b>
Benzo(a)anthracène	µg/L	0,024	NR	NR	<b>0,260</b>
Fluoranthène	µg/L	0,12	0,1	1	<b>0,690</b>
Benzo(a)pyrène	µg/L	0,05	0,05	0,1	<b>0,290</b>
Anthracène	µg/L	0,19	0,1	0,4	<b>0,410</b>
Pyrène	µg/L	0,012	NR	NR	<b>0,870</b>

Légende : Predictive No Effect Concentration ou PNEC définie par l'INERIS. Normes de qualité environnementale - NQE

*b. Évaluation du transfert de la contamination dans les eaux et sédiments de la Moselle*

Les eaux de la Moselle au droit du secteur d'étude présentent des teneurs en mercure, en zinc et potentiellement en arsenic supérieures aux valeurs de référence. Pour le zinc et l'arsenic, la contamination induite par la canalisation ne peut être exclue. Pour le mercure, les concentrations amont sont supérieures aux concentrations aval, ce qui signale le fait que la canalisation n'est pas la seule source de contamination du secteur d'étude.

Les eaux de la canalisation présentent des teneurs en indéno(1,2,3-cd)pyrène, fluoranthène, fluorène et pyrène supérieures aux valeurs de référence. Par comparaison avec la qualité des eaux de la Moselle, les teneurs en HAP des eaux de la canalisation sont légèrement supérieures. Néanmoins, il n'est pas mis en évidence un impact du rejet sur les eaux se situant en aval du rejet puisque celles-ci ne présentent pas de teneurs supérieures aux valeurs de référence en HAP.

Les teneurs en PCB des eaux de la canalisation et de la Moselle se situent en deçà des limites de quantification. De plus, aucune valeur de référence n'existant à ce jour dans les textes, nous ne pouvons conclure au niveau de contamination des eaux en PCB. Sur la base de nos résultats d'analyses, aucune contamination significative en haloformes et apparentés ni des eaux de la canalisation ni des eaux de la rivière n'a été mise en évidence.

Le tableau 11 synthétise les substances pour lesquelles les teneurs mesurées sont supérieures aux valeurs de référence considérées.

Tableau 11 : Teneurs en ETM, HAP et PCB des eaux de la rivière et du rejet

Paramètres	Unité	PNEC aqua	NQE MA	NQE CMA	Rejet	Amont	Aval immédiat	Aval éloigné
<b>ETM</b>								
Arsenic	µg/L	4,4	NR	NR	<b>10</b>	< <b>10</b>	< <b>10</b>	< <b>10</b>
Mercure	µg/L	0,047	0,05	0,07	< 0,10	<b>0,4</b>	<b>0,21</b>	<b>0,26</b>
Zinc	µg/L	7,8	NR	NR	7	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>23</b>
<b>HAP</b>								
Benzo(ghi) pérylène	µg/L	NR	NR	NR	0,012	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Indeno(1,2,3-cd) pyrène	µg/L	0,0027	NR	NR	<b>0,011</b>	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Somme 2 substances		NR	Σ = 0,002	NR	<b>0,023</b>	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fluoranthène	µg/L	0,12	0,1	1	<b>0,14</b>	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Fluorène	µg/L	0,025	NR	NR	<b>0,035</b>	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Pyrène	µg/L	0,012	NR	NR	<b>0,097</b>	< 0,010	<b>0,013</b>	< 0,010

Légende : NR = non renseigné

#### b.i. Évaluation de la contamination des sédiments de la Moselle

Comme l'indique le tableau 12, les sédiments de la canalisation et de la Moselle présentent une contamination en cuivre, susceptible d'avoir un effet néfaste sur le sédiment du fait de teneurs supérieures aux PNEC sédiments. En comparant les sédiments de la canalisation et de la Moselle (amont et aval), les teneurs en ETM les plus importantes sont observées dans les sédiments de la canalisation. De même, en comparant les sédiments de la Moselle avant rejet (Moselle amont) à ceux de la Moselle après rejet (Moselle aval immédiat), les teneurs en ETM sont plus importantes après le rejet. En ce qui concerne les HAP, les sédiments de la canalisation et de la Moselle présentent une contamination en fluoranthène, fluorène, anthracène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène et pyrène, susceptibles d'avoir un effet néfaste sur le compartiment sédimentaire du fait de teneurs supérieures aux PNEC sédiments (fiche INERIS). En comparant les sédiments de la canalisation et de la Moselle (amont et aval), les teneurs en HAP les plus importantes sont observées dans les sédiments de la canalisation. En revanche, en comparant les sédiments de la Moselle avant rejet (Moselle amont) à ceux de la Moselle après rejet (Moselle aval immédiat), quelques teneurs en HAP augmentent sensiblement après le rejet. Bien qu'il n'existe pas de valeurs de référence permettant d'établir si les teneurs en PCB mesurées sont néfastes pour l'environnement, les

analyses réalisées permettent de mettre en évidence des teneurs plus importantes dans les sédiments de la canalisation ainsi qu'une augmentation de la concentration en PCB entre les sédiments amont et aval de la Moselle. Enfin, les sédiments de la canalisation et de la Moselle ne présentent pas de contamination en solvant chloré.

**Tableau 12** : Teneurs en ETM, HAP, PCB et halorformes (et apparentés) des sédiments du site C

Paramètres	Unité	PNEC sédiment	Moselle amont	Rejet	Moselle aval immédiat
<b>ETM</b>					
Arsenic	mg/kg MS	NR	9,9	9	13
Antimoine	mg/kg MS	NR	<0,50	0,72	< 0,50
Baryum	mg/kg MS	NR	57	110	87
Bérylium	mg/kg MS	NR	0,93	0,98	1
Cadmium	mg/kg MS	2,3	0,12	0,27	0,27
Chrome	mg/kg MS	NR	21	23	25
Cobalt	mg/kg MS	NR	5,9	5,1	7,5
Cuivre	mg/kg MS	0,8	<b>19</b>	<b>36</b>	<b>29</b>
Manganèse	mg/kg MS	NR	350	1000	370
Mercure	mg/kg MS	9,3	0,08	0,19	0,10
Molibdène	mg/kg MS	NR	<1	4,6	1,5
Nickel	mg/kg MS	NR	15	24	20
Plomb	mg/kg MS	53,4	33	53	32
Sélénium	mg/kg MS	NR	<1	1	<1
Strontium	mg/kg MS	NR	72	72	83
Vanadium	mg/kg MS	NR	24	28	28
Zinc	mg/kg MS	37	110	360	140
<b>HAP</b>					
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg MS	1,8	0,39	<b>12</b>	0,39
Fluoranthène	mg/kg MS	0,129	<b>2,1</b>	<b>66</b>	<b>2,3</b>
Fluorène	mg/kg MS	0,0482	<b>0,82</b>	<b>6,6</b>	<b>0,20</b>
Benzo(a)pyrène	mg/kg MS	0,543	<b>0,72</b>	<b>28</b>	<b>0,78</b>
Acénaphthène	mg/kg MS	0,044	< <b>2,0</b>	< <b>5</b>	< 0,1
Anthracène	mg/kg MS	0,02755	<b>0,39</b>	<b>12</b>	<b>0,32</b>
Naphatalène	mg/kg MS	0,0672	< 0,1	< <b>5</b>	< 0,05
Pyrène	mg/kg MS	0,06	<b>1,9</b>	<b>47</b>	<b>2,2</b>
<b>PCB</b>					
PCB 28	mg/kg MS	NR	< 0,010	< 0,010	< 0,010
PCB 52	mg/kg MS	NR	< 0,010	< 0,010	0,037
PCB 101	mg/kg MS	NR	0,0021	0,0066	0,0039
PCB 118	mg/kg MS	NR	0,0016	< 0,010	0,0027
PCB 138	mg/kg MS	NR	0,0029	0,018	0,0059
PCB 153	mg/kg MS	NR	0,0032	0,021	0,0068
PCB 180	mg/kg MS	NR	0,0019	0,019	0,0042
SOMME 7 PCB	mg/kg MS	NR	0,012	0,065	0,027
SOMME PCB (STI)	mg/kg MS	NR	0,010	0,065	0,025

Légende : NR = non renseigné

### *c. Conclusion concernant le biotope*

En période d'étiage, les eaux et les sédiments de la canalisation sont marqués par une contamination en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en éléments traces métalliques (ETM). En effet, concernant les eaux de la canalisation, nous avons mis en évidence des teneurs en arsenic, chrome, mercure et zinc, pour les ETM, et en anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, indeno(123-cd)pyrène, benzo(a)pyrène, pyrène et fluoranthène, pour les HAP, supérieures aux valeurs de référence considérées (NQE et/ou PNEC). Afin d'évaluer le transfert de cette contamination dans la rivière, des analyses physico-chimiques des eaux de la Moselle ont été effectuées. Celles-ci ont révélé une contamination des eaux en arsenic, mercure et zinc pouvant laisser supposer une influence directe du rejet sur la qualité des eaux de la Moselle. Toutefois, l'analyse des résultats indique une contamination en ETM, en particulier en zinc, en amont du rejet. Ainsi, les origines de la contamination en ETM des eaux de la Moselle ne peuvent être exclusivement attribuées au rejet. De même, il n'est pas mis en évidence un impact du rejet sur les eaux se situant en aval du rejet puisque celles-ci ne présentent pas de teneur supérieure aux concentrations en amont du rejet en HAP.

En ce qui concerne les sédiments de la canalisation, une contamination en cuivre et en fluoranthène, fluorène, anthracène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène et pyrène pour les HAP a été révélée. En comparant les sédiments de la canalisation et de la Moselle (amont et aval), les teneurs en ETM et en HAP les plus importantes sont observées dans les sédiments de la canalisation. En revanche, en comparant les sédiments de la Moselle avant rejet (Moselle amont) à ceux de la Moselle après rejet (Moselle aval immédiat), la plupart des teneurs en ETM et HAP ont tendance à augmenter après le rejet. Nous pouvons donc supposer une influence de la contamination des eaux et sédiments de la canalisation sur la qualité des sédiments de la Moselle en aval du rejet.

### II.3.2.3.2. Biocénoses

#### a. *La biocénose de la ripisylve*

Les berges de la rive gauche de la Moselle accueillent une ripisylve composée d'essences feuillues principalement représentées par *Fraxinus excelsior* (Frêne commun), *Salix alba* (Saule blanc) et *Crataegus monogyna* (Aubépine à un style). Au niveau de stations créées artificiellement par les pêcheurs, la ripisylve fait régulièrement place à des zones plus ouvertes laissant apparaître une végétation plutôt prairiale dominée par les graminées (*Poa pratensis* (Paturin des prés), *Holcus lanatus* (Houque laineuse), *Dactylis glomerata* (Dactyle aggloméré), *Bromus erectus* (Brome érigé) et quelques plantes nitrophiles (*Galium aparine* (Gaillet gratteron), *Rubus* (Ronce) et *Glechoma hederacea* (Lierre terrestre). Une dominance locale d'espèces telles que *Plantago major* (Plantain majeur) et *Poa annua* (Pâturin annuel), traduit le passage régulier de promeneurs et/ou de pêcheurs en particulier aux abords du chemin de halage et à proximité des rives. Enfin, au niveau rivulaire, quelques héliophytes réparties de manière ponctuelle sont observées. L'alternance de zones boisées et de zones plus ouvertes au niveau de la ripisylve constitue des zones d'ombrage favorable à la biocénose de la rivière comme par exemple les macrophytes dont l'organisation du peuplement dépend pour partie de la lumière.

Les inventaires avifaunistiques sur ce site nous informent sur le paysage bordant la rive gauche de la Moselle. Le panel d'espèces d'oiseaux est typique d'un boisement frais et humide comme l'atteste la présence d'*Alcedo atthis* (Martin pêcheur) et de *Phalacrocorax carbo* (Grand cormoran). Certaines espèces rudérales ont également été observées, rappelant l'ancien contexte anthropique du site.

Aucune donnée n'a été récoltée sur les amphibiens, l'enrochement et les pentes abruptes de la ripisylve sont peu favorables à leur présence. De plus, au moment de nos prospections (printemps-été 2007), des travaux de curage ont été réalisés au niveau de la partie aérienne de la canalisation. Cette intervention a entraîné la destruction d'une bonne partie de la végétation se développant aux abords de la canalisation (et de ses habitants) et de l'habitat aquatique de la canalisation en elle-même, ce qui a engendré le déplacement et/ou la disparition de la batrachofaune. Seuls les marais et étangs à proximité de la rivière sont propices à

l'installation de celle-ci, plusieurs espèces notamment la Grenouille verte y ont été entendues et vues. Néanmoins, ces marais ne faisant pas partie de notre champ d'investigation, ces observations ne sont pas prises en compte dans notre analyse.

#### *b. La biocénose de la rivière*

La végétation aquatique du site C est représentée par des herbiers à vallisnérie et rubanier. Ceux-ci constituent un abri pour le périphyton (algues et bactéries fixées sur la végétation) et les invertébrés. Les interactions entre le courant, la végétation et le substrat génèrent plusieurs types de microhabitats dans un même herbier (Angelier, 2000). L'herbier est également un abri pour les poissons où des espèces comme le Gardon (*Rutilus rutilus*) trouvent là un refuge contre le courant et une protection contre les poissons prédateurs. Les herbiers sont également une source de nourriture notamment pour les espèces omnivores telles que la Brême bordelière (*Blicca bjorkna*) car ils y trouvent les invertébrés dont ils se nourrissent. Pour certaines espèces, les herbiers constituent également un lieu de reproduction.

En ce qui concerne les ptéridophytes et les phanérogames, la colonisation d'un milieu suit un processus dynamique résultant à la fois du courant et de l'interaction plante-substrat. Leur installation est donc liée aux possibilités de pénétration des racines dans le substrat. Or l'enrochement ne répond pas à ce type de conditions, ce qui explique la présence relativement faible des ptéridophytes et des phanérogames sur la rive droite du site C. Soulignons néanmoins le développement d'une roselière au niveau de la station aval immédiat, dans une zone d'eaux calmes (courant quasi nul).

Peu favorable à l'installation de la flore vasculaire, l'enrochement est à l'inverse un site approprié pour le développement des bryophytes qui ont besoin d'un substrat stable résistant aux crues. Une fois développés, ils constituent à leur tour un habitat pour les algues et les invertébrés. Sur l'ensemble du site C, le peuplement algal est caractérisé par la dominance des chlorophycées et l'absence de cyanobactéries (souvent à l'origine de problèmes sanitaires). La production modérée du phytoplancton indique que ce site est un milieu plutôt mésotrophe. En ce qui concerne les communautés diatomiques, leurs caractéristiques traduisent un milieu plutôt alcalin, eutrophe, à forte conductivité en amont et en aval immédiat de la canalisation.



Dans le but de compléter les observations de terrain et l'analyse descriptive de la biocénose, une approche quantitative et synthétique basée sur des indicateurs écologiques a été réalisée. Pour ce faire, cinq indicateurs ont été calculés par le biais de mesures *in situ* (IBMR, IOBS, IBD) ou de recherches bibliographiques (IPR et IBGN).

### *c. Les indices écologiques*

#### c.i. L'indice biologique macrophytique en rivière - IBMR

Basé sur l'étude du peuplement macrophytique, l'IBMR permet de renseigner la qualité trophique d'un cours d'eau. D'après les résultats de l'indice, la zone étudiée présente un niveau trophique élevé. La flore caractéristique se situe autour de la cote de 07/20. Les stations « amont » et « aval immédiat » sont d'un niveau comparable et sont assez homogènes. Ainsi, nous ne pouvons pas conclure à un impact significatif du rejet sur le milieu rivière, sur la base de l'étude du peuplement macrophytique.

#### c.ii. L'indice biologique diatomées - IBD

Les prélèvements et les traitements des échantillons, ainsi que la détermination des listes floristiques ont été réalisés conformément à la norme IBD NF T 90-354. Le traitement des données a été effectué à l'aide du logiciel Omnidia v5.1. Deux bases taxonomiques utilisées par ce logiciel ont été utilisées pour le calcul de l'indice : la plus récente, 2008, et la précédente, 2006, sachant que la base 2008 n'a, en effet, pas encore été entièrement validée.

Les communautés diatomiques en présence sont caractéristiques d'un milieu alcalin, eutrophe, à forte conductivité. Les spectres écologiques des taxons majoritaires ont des profils similaires sur chaque station, preuve d'une stabilité de la qualité de l'eau sur la zone d'étude. L'interprétation des résultats peut être enrichie par la présence notable (environ 5%) de formes tératologiques dans l'échantillon de la station « aval immédiat ». Ce type de malformation est le plus souvent attribué à la présence de micropolluants (ETM, HAP...) durant le développement des diatomées. Les communautés diatomiques reflètent relativement bien la qualité de la Moselle, rivière fortement anthropisée à conductivité élevée. Le rejet semble toutefois avoir un impact négatif sur la qualité biologique du cours d'eau. L'analyse de la présence d'HAP et des éléments-traces métalliques pourrait aider à confirmer cette observation.

### c.iii. L'indice oligochètes de bioindication des sédiments fins - IOBS

L'IOBS permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments fins. Il indique des tendances fortes sur l'incidence écologique de micro-polluants organiques et métalliques. Le calcul de l'indice prend en compte la richesse taxonomique de l'échantillon étudié et le pourcentage des formes les plus tolérantes à la pollution, à savoir le pourcentage du groupe dominant dans la famille des Tubificidae (groupes avec ou sans soies capillaires).

Pour le site C, l'indice calculé met en évidence une mauvaise qualité biologique des sédiments. En effet, les notes des stations amont et aval immédiat sont assez proches (0,5 et 0,8) et sont le reflet de l'association d'une diversité très faible (5 et 4 taxons) et d'un fort pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires pour la station amont (94%) et un pourcentage un peu plus moyen pour la station aval (53%).

L'interprétation de ces résultats permet d'émettre les hypothèses suivantes : (i) la station amont serait assez impactée par la présence de micropolluants et notamment de métaux lourds, en raison de la note obtenue (0,5), du fort pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires et de la faible densité d'individus ; (ii) la station aval semble également assez impactée par des micropolluants mais, dans ce cas de figure, ce serait plutôt les HAP qui seraient responsables de la situation observée (*cf.* la note de 0,8 combinée à une densité assez forte et un pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires relativement moyen).

*In fine*, une perturbation plus importante est observée au niveau de la station amont. Cependant la différence de typologie des sédiments entre les deux stations, couplée à la grande difficulté de trouver des sédiments fins dans la partie aval du tronçon étudié, ne nous permet pas de tirer de conclusion robuste sur l'impact du canal de rejet sur la qualité des sédiments de la Moselle.

### c.iv. L'IBGN

Aucun prélèvement d'invertébré n'a pu être effectué (échantillonnage de sédiment en quantité insuffisante pour permettre une analyse). Des recherches bibliographiques ont donc été réalisées pour connaître l'état de cette communauté au niveau ou tout du moins à proximité du site C. Une station de mesure se situe à proximité de ce site. Néanmoins, seule la valeur de

l'IBGN est renseignée et est égale à 6,7 en 2005 (DIREN de Lorraine, 2005). Cette valeur indique une qualité biologique médiocre.

#### c.v. L'IPR

L'indice poisson rivière (IPR) est évalué sur la probabilité de présence des 34 espèces les plus représentées en France. Celui-ci donne une bonne qualité sur les tronçons canalisés de la Moselle (District hydrographique international Rhin).

#### *d. Conclusion concernant la biocénose*

Les indicateurs écologiques déterminés pour le site C mettent en évidence un milieu aquatique dont la qualité dépend du compartiment considéré. En effet, en se référant aux résultats de l'IBMR et de l'IPR, la zone pélagique du milieu aquatique semble de bonne qualité et nous ne pouvons pas conclure à un impact significatif du rejet sur le milieu rivière. De surcroît, lors de nos investigations, de belles populations de gammares ont été observées aussi bien en amont qu'en aval, ce qui tend à supposer que le milieu ne présente pas ou peu de toxicité. Notons toutefois une baisse significative de la qualité biologique de la Moselle une dizaine de kilomètres en amont du site C, et ceci malgré la confluence avec un affluent de bonne qualité (Rimet *et al.*, 2006). La qualité piscicole de la Moselle a été altérée par l'importance de l'intervention humaine sur le milieu aquatique et la morphologie du cours d'eau. Ces aménagements hydrauliques lourds (approfondissement du lit, réduction des zones inondables et banalisation des habitats) ont engendré une baisse conséquente de la biodiversité par la diminution de la capacité d'accueil des peuplements biologiques, poissons et végétaux. Des réductions de 80% de la biomasse des rivières sont fréquemment observées dans le secteur de la Moselle-Sarre (Comité de bassin Rhin-Meuse, 2008).

En ce qui concerne les espèces benthiques, les résultats de l'IBD, de l'IOBS et de l'IBGN traduisent une mauvaise qualité du milieu. En effet, les résultats de l'analyse des communautés diatomiques indiquent que le rejet semble avoir un impact négatif sur la qualité biologique du cours d'eau.

Les résultats fournis par la base 2006 de l'IBD sont en accord avec les résultats de l'IOBS, indiquant une qualité plutôt médiocre à l'amont comme à l'aval du point de rejet. Les

résultats de l'IOBS indiquent également que la station aval semble assez impactée par des micro-polluants, vraisemblablement par les HAP qui seraient responsables de la situation observée. Notons toutefois que les résultats révèlent également une perturbation importante au niveau de la station amont ne permettant pas de conclure sur l'impact du rejet sur la qualité des sédiments de la Moselle. Cette dernière est, par ailleurs, déjà impactée par diverses pollutions dans la partie amont du tronçon étudié.

L'ensemble des données de cette première partie génère une connaissance écologique des trois sites d'étude. Ces résultats permettent d'interpréter le fonctionnement et la structure de ces écosystèmes. À ce titre, des bilans de l'état de santé des écosystèmes en présence ont été dressés. Pour le site A, composé de quatre stations de nature différente, il semble que de manière générale la diversité des espèces et des habitats soit pauvre, et que les espèces en présence soient communes et assez ubiquistes. Sans impact majeur, la présence des ETM pourrait concourir à un appauvrissement qualitatif de l'écosystème. Le site B est celui qui, d'un point de vue écologique, présente une qualité assez correcte en corrélation avec les objectifs des gestionnaires (aménagement d'espace vert). Pour le site C, la qualité du milieu aquatique récepteur est globalement médiocre avec une station amont, utilisée comme référent, présentant d'ores et déjà une pollution. De plus, les indices écologiques, conformément aux attentes, indiquent un état de santé médiocre de ce milieu et adoptent pleinement leur rôle de facteur déclencheur des éRé.

Ainsi, afin de vérifier ces hypothèses sur l'état de santé des écosystèmes et dans le but de discerner l'influence des polluants vis-à-vis d'autres paramètres biotiques ou abiotiques, des évaluations des risques pour les écosystèmes ont été conduites et sont l'objet de la partie II.

**III. APPLICATION DE L'ÉVALUATION DES  
RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES (ERE)  
AUX 3 SITES D'ÉTUDE**

Afin d'évaluer les effets d'agents de stress sur les écosystèmes, des méthodologies, nommées de façon standard « évaluation des risques écologiques » (éRé), ont été développées aux niveaux international et européen. Dans le but d'évaluer les effets des substances chimiques présentes dans le milieu sur les écosystèmes terrestres et aquatiques des sites A, B et C, nous avons mis en place, en fonction de leur domaine d'application, les différentes méthodes d'éRé sur les sites étudiés. Les méthodes testées sont la méthode de l'USEPA « Framework for ERA » (1998), la Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés développée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (méthode CEAEQ) et la méthode « Ecological Risk Assessment » appliquée au Royaume-Uni. Ainsi, dans le premier chapitre, nous détaillons le domaine d'application de ces différentes méthodes et leur adéquation avec le contexte et les objectifs de sites d'étude, de manière à statuer sur celles applicables à nos sites d'étude. Les chapitres suivants présentent, de manière synthétique, l'application des méthodologies aux sites retenus. Au total, six éRé ont été conduites. Les résultats présentés constitueront la base de nos réflexions concernant les témoins (Partie III), la variabilité de la caractérisation des risques pour les écosystèmes (Partie IV) ou encore la discussion générale.

### **III.1. APPLICABILITE DES METHODOLOGIES AUX PROBLEMATIQUES DE CONTAMINATION DES SITES EXPERIMENTAUX**

Dans ce paragraphe, nous cherchons à déterminer les méthodes applicables à nos trois contextes d'étude.

Pour ce faire, nous procéderons en trois étapes :

- description et analyse du domaine d'application des méthodes étudiées,
- description du contexte d'évaluation des trois sites étudiés,
- choix des méthodologies applicables au contexte d'étude, sur la base des étapes précédentes.

### **III.1.1. LE DOMAINE D'APPLICATION DES METHODES**

#### **III.1.1.1. Le domaine d'application du « Guidelines for ERA » (USEPA, 1998)**

L'USEPA (1998) définit l'ÉRé comme un « procédé qui évalue la probabilité que des effets néfastes se soient produits ou se produisent suite à une exposition à un ou plusieurs agents de stress ». Ce procédé est utilisé systématiquement pour évaluer et organiser les données, les hypothèses et les incertitudes afin d'appuyer la compréhension et la prévision des relations entre les agents de stress et les récepteurs écologiques. Une évaluation peut considérer un ou plusieurs agents de stress chimiques, physiques ou biologiques. Les ÉRé sont développées dans un contexte de gestion du risque afin d'estimer les changements intolérables induits par l'activité humaine. Ainsi, les guides se focalisent sur les agents de stress et les effets néfastes générés ou influencés par l'activité anthropique. L'ÉRé peut être utilisée pour prédire la probabilité d'apparition d'effets néfastes (approche prospective) ou pour évaluer la probabilité que les effets soient causés par des expositions passées à des agents de stress (approche rétrospective) » (USEPA, 1998). Pour l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis, « les ÉRé sont utilisées pour supporter plusieurs types d'actions de gestion, notamment la régularisation de sites contaminés dangereux, de produits chimiques industriels, et de pesticides ou pour la gestion d'un bassin versant ou d'autres écosystèmes affectés par de multiples agents de stress chimiques et non chimiques » (USEPA, 1998).

#### **III.1.1.2. Le domaine d'application de la « procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation de terrains contaminés » (CEAEQ, 1998)**

La procédure d'évaluation du risque écotoxicologique a été élaborée pour satisfaire aux besoins de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. A la lecture de la méthodologie, il apparaît que celle-ci a été construite en vue d'être appliquée à d'anciens sites industriels. Pour les fins de la procédure, l'évaluation écotoxicologique constitue un processus rationnel d'identification, de comparaison et d'analyse de mesures descriptives permettant de porter un jugement global relatif au comportement environnemental et aux effets des contaminants sur un ou des récepteurs dans une situation d'aide à la décision. En évaluation écotoxicologique, un récepteur est l'entité biologique ou écologique susceptible d'être affectée à la suite de l'exposition à une source de stress

d'origine chimique, physique ou biologique. Il peut donc s'agir d'individus, de populations, de communautés ou d'écosystèmes (CEAEQ, 1999).

### III.1.1.3. Le domaine d'application du « ERA » (Environmental Agency of UK, 2003)

Le cadre d'étude proposée par la méthode britannique est désigné pour évaluer les risques pour les écosystèmes par des contaminants présents dans les sols uniquement. Il ne s'applique pas pour les effets causés par d'autres agents de stress (structure physique d'un sol, changement climatique...) pouvant avoir un impact sur les écosystèmes. Les milieux de transfert aquatiques (eaux de surface et eaux souterraines) ne sont pas considérés par la méthodologie et nécessitent le recours à d'autres guides méthodologiques.

Pour simplifier et harmoniser la lecture des domaines d'application des méthodes étudiées, nous avons repris le schéma de base de l'évaluation des risques qui consiste à déterminer les sources du problème, les vecteurs (milieux et modes de transfert) et les cibles (Tableau 13).

**Tableau 13 :** Synthèse des domaines d'application des éRé en fonction des sources, vecteur et cible considérés

Méthode	Source	Vecteur	Cible
USEPA	Agent(s) de stress de nature <ul style="list-style-type: none"> <li>● chimique,</li> <li>● biologique,</li> <li>● ou physique.</li> </ul>	Tous types de vecteurs	Espèce, communauté, population ou écosystème terrestres ou aquatiques
CEAEQ	Terrains contaminés par source de stress chimique, physique ou biologique.	Tous types de vecteurs	Espèce, communauté, population ou écosystème terrestres ou aquatiques
EA of UK	Sol contaminé	Vecteurs air et sol Les transferts via le milieu aquatique de surface ou souterrain nécessitent de réaliser une étude spécifique	Biote terrestre

### III.1.2. LE CONTEXTE D'ETUDE DES SITES A, B ET C

L'objet de ce paragraphe est de rappeler en quelques lignes le contexte d'étude des trois sites afin d'identifier la source, les milieux de transfert et la cible et de permettre ainsi une comparaison entre le domaine d'application des méthodes et le contexte d'étude, objet du paragraphe III.



### **III.1.2.1. Le site A**

Le site A est constitué de plusieurs parcelles localisées dans la zone d'influence d'une ancienne usine métallurgique. Aujourd'hui plantées, ces parcelles étaient autrefois occupées par des terres agricoles. Des campagnes d'analyses physico-chimiques des sols ont mis en évidence une contamination de ces sols par les ETM dont le principal vecteur de contamination est l'envol, depuis l'ancienne usine métallurgique, de poussières contaminées. Les sols contaminés des stations constituent, de par les niveaux de contamination atteints, la source secondaire de la contamination de l'ÉRé réalisée sur ce site.

Dans ce contexte, l'objectif de l'ÉRé réalisée est d'estimer l'effet de sols contaminés aux ETM sur les plantations et d'en déduire si la plantation constitue un bon outil de gestion écologique de sites contaminés aux ETM.

### **III.1.2.2. Le site B**

Le site B correspond à une ancienne blanchisserie localisée dans la zone alluviale d'une rivière du Nord Pas-de-Calais. Depuis l'arrêt des activités, le site est à l'abandon. Seuls la dalle de béton, vestige des anciens bâtiments, les bassins de lagunage et une ancienne décharge témoignent aujourd'hui de l'activité passée. Sur le plan écologique, le site est constituée par des habitats forestiers, essentiellement des plantations artificielles de Peupliers et des habitats humides (végétation de friche haute hygrophile, végétation riveraine de cours d'eau et de bassins...). La question posée par le gestionnaire est d'évaluer si la contamination des sols et des eaux de surface présentent un risque pour l'écosystème.

### **III.1.2.3. Le site C**

Le site C correspond à une rivière canalisée en partie utilisée pour la navigation fluviale. Des eaux potentiellement contaminées y sont rejetées et sont susceptibles d'avoir des effets sur l'écosystème aquatique. Le but de l'évaluation des risques écologiques menée sur ce site est de déterminer les effets de la source potentielle de contamination, c'est-à-dire le rejet, sur l'écosystème de la rivière. Le tableau 14 dresse la synthèse des sources, vecteurs et cibles des sites A, B et C.

**Tableau 14 : Synthèse des sources, vecteur et cibles en présence pour les sites A, B et C**

Site	Source	Vecteurs	Cibles
Site A	Sol des parcelles contaminé aux ETM	Sol, chaîne alimentaire	Espèce, communauté, population ou écosystème terrestres
Site B	Terrain contaminé (ETM, hydrocarbures et solvants chlorés)	Air, eau, sol, chaîne alimentaire	Espèce, communauté, population ou écosystème terrestres et aquatiques
Site C	Eaux contaminées (hydrocarbures)	Eau, sédiment, chaîne alimentaire	Espèce, communauté, population ou écosystème aquatique

### III.1.3. DETERMINATION DES METHODOLOGIES D'ERE APPLICABLES AUX SITES A, B ET C

L'analyse des domaines d'application des méthodes en fonction du contexte d'étude des trois sites a permis d'identifier les méthodes applicables (Tableau 15).

Pour le site A, les trois méthodes étudiées sont applicables. Pour le site B, deux méthodes sont applicables. Il s'agit des méthodes américaines et québécoises. La méthode du Royaume-Uni ne peut être appliquée car l'un des milieux de transfert impliqués dans l'éré du site B est l'eau de surface (cours d'eau et eaux stagnantes des bassins). En effet, la méthode d'éré du Royaume-Uni précise que les évaluations faisant intervenir des transferts via le milieu aquatique de surface ou souterrain nécessitent le recours à une autre méthode.

Pour le site C, la seule méthode applicable est celle de l'USEPA. En effet, les autres méthodes ont été construites pour des évaluations de risque dont la source est une contamination terrestre.

**Tableau 15 : Méthodologies d'éré retenues en fonction des sites d'étude**

	Site A	Site B	Site C
<i>Source :</i> sols contaminés		terrains contaminés	eaux contaminées
<i>Milieux de transfert:</i> eau, sol, atmosphère		eau, sol, atmosphère	eaux et sédiments
<i>Ecosystème cible :</i> terrestre		terrestre et aquatique	aquatique
USEPA Stresseurs chimiques et non chimiques eau, air, sol écosystème aquatique et terrestre	A	A	A
CEAEQ Terrains contaminés eau, air, sol écosystème aquatique et terrestre	A	A	NA
UK sols contaminés air, sol écosystème terrestre	A	NA	NA

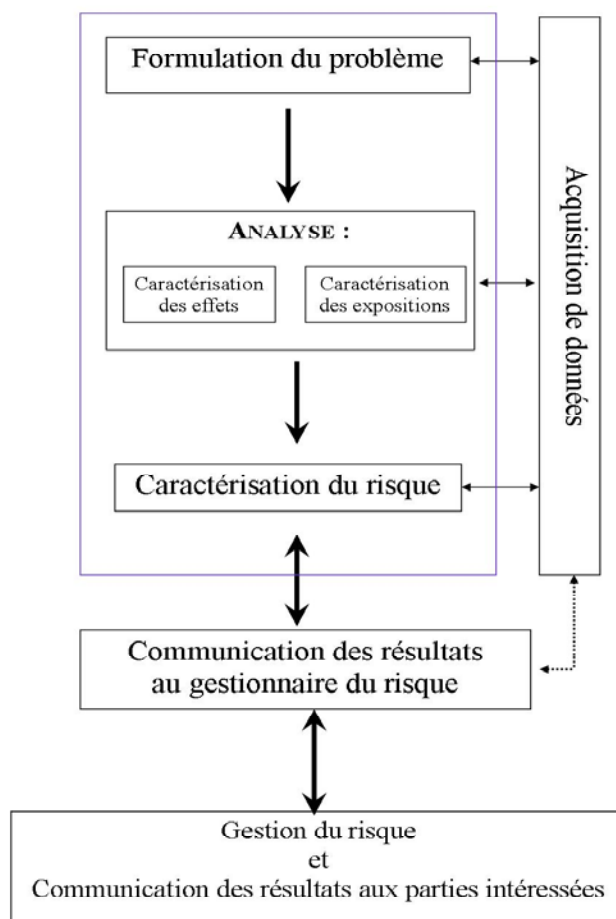
Légende : A = applicable ; NA : non applicable

### **III.1.4. CONCLUSION DU CHAPITRE 1**

En accord avec le comité de suivi de l'étude, il a été décidé que les méthodologies n'apportant qu'une réponse partielle aux objectifs attendus de l'éRé ne seraient pas retenues. C'est le cas notamment des méthodes britanniques pour le site B. Ainsi, dans les chapitres suivants seront présentées trois applications de la méthode US EPA permettant de voir si cette méthode permet de répondre à des questions de nature différente de la part des gestionnaires. Deux éRé seront conduites sur le site B, qui est un site complexe du fait de la présence d'eaux superficielles et du nombre important de familles de polluants impliquées. La méthodologie US EPA sera appliquée au site C car, bien que cette méthode s'applique préférentiellement au site terrestre, son domaine d'application n'exclut pas de s'adresser aux écosystèmes aquatiques. Il sera donc d'intérêt de valider cette application au milieu aquatique et d'étudier les spécificités engendrées par ce milieu.

### III.2. LA METHODOLOGIE AMERICAINE

Cette méthodologie s'appuie sur la caractérisation des effets et la caractérisation des expositions. Ces éléments permettent d'alimenter les trois phases de l'évaluation qui sont (i) la formulation du problème, (ii) l'analyse et (iii) la caractérisation du risque.



**Figure 17 :** Schéma décrivant la méthodologie d'évaluation des risques proposée par l'US EPA

Comme l'illustre la figure 17, la gestion du risque et l'évaluation des risques sont deux activités bien distinctes. Par ailleurs, l'acquisition de données alimente en parallèle et en continu les phases de l'étude. Il n'est donc pas nécessaire d'acquérir toutes les données, tant en terme de qualité que de quantité, pour débiter l'évaluation des risques. La méthodologie est dite itérative ; en effet, l'acquisition d'une information complémentaire peut être intégrée sans bouleverser l'ensemble du déroulement de l'étude.

Dans la suite de notre propos, nous nous attacherons à présenter les principales phases de la méthode.

### **III.2.1. PRESENTATION DE LA METHODOLOGIE**

#### **III.2.1.1. La formulation du problème**

Les objectifs de la formulation du problème sont de générer et évaluer les premières hypothèses, d'affiner les objectifs de l'évaluation et de fournir un plan d'analyse. Cette formulation du problème repose sur quatre étapes : (i) l'intégration des données disponibles, (ii) le choix des cibles de l'évaluation reflétant les objectifs de gestion et l'écosystème qu'elles représentent, (iii) la réalisation du modèle conceptuel décrivant les relations existant entre les agents stressseurs et les cibles et (iv) la réalisation du plan d'analyse.

##### III.2.1.1.1. Intégrer les données disponibles

La base de la formulation du problème repose sur l'intégration et l'usage des informations disponibles sur les sources de stress et leurs caractéristiques, les paramètres d'exposition, les caractéristiques de l'écosystème et les effets écologiques avérés ou potentiels. À ce stade de l'étude, il est nécessaire d'identifier les éventuelles données manquantes ou au moins de déterminer le type des données restant à recueillir. Une fois les données acquises, on pourra déterminer les limites et les incertitudes de l'évaluation.

##### III.2.1.1.2. Définir les entités cibles de l'évaluation

Il est basé sur trois critères principaux qui sont la pertinence écologique, la sensibilité à l'agent stressseur potentiel ou connu et la pertinence des objectifs de gestion. Dans la pratique, l'USEPA recommande le choix de cibles dont les méthodes d'estimation sont développées et normalisées sans pour autant exclure certaines cibles sur ce seul critère. Il est essentiel d'identifier clairement les cibles car ce sont elles qui donnent la direction et les limites de l'évaluation et réduisent l'incertitude.

##### III.2.1.1.3. Élaborer le modèle conceptuel

Il est développé à partir des agents stressseurs, des expositions potentielles et des effets prévisibles sur les entités écologiques (cibles). Il possède deux composantes principales, (i) les hypothèses de risque décrivant les relations entre les agents stressseurs, les expositions et

les réponses des cibles et (ii) un diagramme illustrant les relations présentées dans les hypothèses de risque. Sa complexité dépend de la problématique, notamment du nombre d'agents stressseurs, du nombre de cibles, de la nature des effets et des caractéristiques de l'écosystème.

#### III.2.1.1.4. Le plan d'analyse

C'est la dernière partie de la phase « formulation du problème ». Elle consiste à évaluer les hypothèses de risque en déterminant comment elles peuvent être estimées à partir des données disponibles et/ou de nouvelles données et à déterminer les données à analyser et la manière dont elles vont être analysées. Le plan d'analyse fournit l'ensemble des mesures qui peuvent être utilisées pour évaluer les hypothèses de risque. Il comprend les méthodes d'analyse envisagées, la nature des possibilités de caractérisation du risque, l'explication du processus mettant en évidence les hypothèses de risque, le type d'analyse utilisée, le choix des hypothèses retenues à partir des données analysées, la description des éventuelles extrapolations, des caractéristiques du modèle, du type de données, des analyses, une discussion sur la présentation des résultats. Un plan d'analyse est optimal lorsqu'il contient au moins la justification du choix des mesures, les paramètres que les mesures sont supposées évaluer et les mesures à envisager. L'incertitude associée aux mesures choisies et aux analyses doit être incluse dans le plan d'analyse.

#### **III.2.1.2. L'analyse**

Elle comprend l'analyse des expositions, des effets et des relations existant entre elles et les caractéristiques de l'écosystème. L'objectif est de fournir les éléments nécessaires à la détermination ou la prévision de réponses écologiques pouvant être engendrées par l'exposition à un agent stressseur. La structure des analyses est fournie par les critères d'effets et le modèle conceptuel. La phase analytique conduit à un récapitulatif sur la description des expositions et des relations entre l'agent stressseur et la réponse écologique. Ce récapitulatif sera la base de l'estimation et la description du risque dans la phase de caractérisation du risque.

### III.2.1.2.1. Caractérisation de l'exposition

Elle est basée sur les mesures de l'exposition et les caractéristiques des cibles. L'objectif est de produire un profil d'exposition récapitulatif qui identifie les cibles, les voies de transfert de stress entre la source et la cible, la durée, la localisation et l'intensité du contact. Il s'agit également de décrire l'impact de la variabilité et de l'incertitude sur l'exposition et de tirer une conclusion sur la probabilité que l'exposition se produira.

L'une des étapes importantes de la caractérisation de l'exposition est le calcul de la dose journalière d'exposition des entités cibles, c'est-à-dire la quantification de l'exposition. Dans le cadre de l'étude, celle-ci a été effectuée par le biais de formules mathématiques établies par l'ORNL (1991). Pour chaque entité cible de l'évaluation, l'exposition totale est estimée à partir de la somme des concentrations d'exposition calculées pour chaque voie d'exposition identifiée précédemment. L'exposition totale correspond à la somme de l'exposition orale, dermique et inhalée. Néanmoins, selon l'ORNL (1991), l'exposition dermique chez les oiseaux et les mammifères peut être considérée comme négligeable par rapport aux autres voies d'exposition. Il en est de même pour l'exposition par inhalation en raison (i) de la rapide dispersion et/ou dilution des substances volatiles dans l'atmosphère et (ii) de la part minimisée de poussières émises dans l'atmosphère notamment lorsque le couvert végétal est important. Par conséquent, la concentration totale d'exposition correspond à la concentration d'exposition par ingestion ou dose journalière d'exposition orale (DJE orale).

Pour déterminer la DJE orale, l'ORNL (1991) prend en compte le taux d'ingestion des entités, c'est-à-dire la quantité de nourriture, d'eau et/ou de sol consommée par jour, la variabilité de la teneur en contaminants dans la nourriture, le sol et l'eau, la diversité du régime alimentaire et l'aire de distribution de l'entité cible (Formule n°1).

**Formule n°1** : Calcul de la dose journalière d'exposition (ORNL, 1991)

$$DJE_j \text{ orale} = A/HR [\sum_{(i=1 \text{ à } m)} \sum_{(k=1 \text{ à } n)} p_{ik} (I_i \times C_{ijk})]$$

où A = aire contaminée (ha)

HR = taille de l'aire de distribution de l'entité cible

m = nombre total de milieux ingérés (aliment, sol et/ou eau)

n = nombre de type de milieu (i) consommé

p<sub>ik</sub> = proportion du type (k) de milieu (i) consommé

$I_i$  = taux d'ingestion du milieu  $i$  par jour (kg/kg poids du corps/jour)

$C_{ijk}$  = concentration du contaminant ( $j$ ) dans type ( $k$ ) du milieu ( $i$ ) (mg/kg ou mg/L)

Lorsque l'information concernant l'aire de répartition d'une entité cible n'est pas connue, une estimation de celle-ci peut être effectuée à partir du poids des entités selon les formules établies par Harestad et Bunnell (1979) (Tableau 16).

**Tableau 16** : Estimation de l'aire de répartition en fonction du régime alimentaire (ORNL, 1991)

Régime alimentaire	Aire de répartition
Herbivores	HR herbivores = $0,002 (P)^{1,02}$
Omnivores	HR omnivores = $0,59 (P)^{0,92}$
Carnivores	HR carnivores = $0,11 (P)^{1,36}$

Légende : P = poids de l'entité

De même, lorsque le taux d'ingestion d'une entité n'est pas renseigné, il est possible de le déterminer par le biais des formules mathématiques établies par l'ORNL (1991). Ainsi, selon la classe (mammifères, oiseaux) et/ou le régime alimentaire des entités, ces formules aboutissent à la détermination du taux d'ingestion à partir du poids des entités étudiées (Tableau 17).

**Tableau 17** : Calcul du taux d'ingestion en fonction des entités biologiques (ORNL, 1991)

Entités biologiques	I <sub>fd</sub> (kg de nourriture PS/kg/jour)
Mammifères placentaires	$I_{fd} = (0,0687 P^{0,822})/P$
Rongeurs	$I_{fd} = (0,0306 P^{0,564})/P$
Oiseaux passériformes	$I_{fd} = (0,0141 P^{0,850})/P$
Oiseaux	$I_{fd} = (0,0582 P^{0,651})/P$
Herbivores	$I_{fd} = (0,0875 P^{0,727})/P$

Légende : P = poids de l'entité

Ce taux d'ingestion est exprimé en quantité de biomasse sèche ingérée. Or, il est plus courant de l'exprimer en quantité de biomasse fraîche ingérée puisqu'un taux d'ingestion - biomasse fraîche se rapproche davantage de la réalité de terrain. Pour ce faire (Formule n°2), il est nécessaire de connaître la teneur en eau des aliments consommées.

**Formule n°2** : Calcul du taux d'ingestion - biomasse fraîche (ORNL, 1991)

$$I_{ff} = \sum_{i=1 \text{ à } m} [p_i \times (I_{fd}/(1-WC_i))]$$

où  $I_{ff}$  = taux d'ingestion de nourriture – matière fraîche (kg MF de nourriture/kg/j)  
 $I_{fd}$  = Taux d'ingestion de nourriture – matière sèche (kg MS de nourriture/kg/j)



$p_i$  = proportion du type de nourriture  $i$  dans la diète  
 $m$  = nombre total de types de nourriture dans la diète

$WC_i$  = pourcentage d'eau contenue dans le type de nourriture  $i$

Le tableau suivant (Tableau 18) précise les teneurs en eau des principaux types d'aliments considérés dans le calcul des taux d'ingestion - biomasse fraîche des éRé des sites A, B et C.

**Tableau 18 :** Teneur en eau des principaux types d'aliments considérés dans les éRé (ORNL, 1991)

Organismes aquatiques	Teneur en eau (%)	Organismes terrestres	Teneur en eau (%)
algues	84,00%	Invertébrés (Ver de terre)	84,00%
macrophytes aquatiques	87,00%	Sauterelles, criquets	69,00%
végétation émergente	45 à 80%	Mammifères (ex. lapins)	69,00%
bivalves	82,00%	Oiseaux (Passériformes)	68,00%
poisson du genre <i>Bony</i>	75,00%	Plantes terrestres (feuilles de dicotylédones)	85,00%
Invertébrés aquatiques	71-80%	Reptiles et amphibiens	85,00%

Une fois les taux d'ingestion calculés, il est nécessaire de connaître les teneurs en contaminants présents dans les différents compartiments d'exposition. Pour les compartiments « eau », « sol » et « sédiments », ces teneurs ont été mesurées par le biais d'analyses physico-chimiques d'échantillons prélevés *in situ*. Pour le site A, les teneurs dans les tissus végétaux et fongiques proviennent également de mesures obtenues par analyses physico-chimiques d'échantillons prélevés *in situ*. En revanche, les teneurs présentes dans la ressource animale consommée par les entités cibles ont été obtenues par l'intermédiaire d'une modélisation du transfert des contaminants dans la chaîne alimentaire réalisée à l'aide du logiciel Terrasys©.

#### III.2.1.2.2. Caractérisation des effets écologiques

La caractérisation des effets écologiques consiste dans un premier temps à décrire les effets engendrés par le stress. Les relations existant entre le stress et la réponse dépendent du cadre et de la nature de l'évaluation des risques définis dans la formulation du problème. La réponse peut être exprimée par un point précis estimé (ex : une concentration critique) ou une courbe dose-effet où l'on visualise l'évolution de la réponse en fonction du stress. Cette interprétation dépend du nombre et du type de données disponibles. Dans un deuxième temps, il convient de lier ces effets aux critères d'évaluation, c'est-à-dire établir les relations de cause

à effet. La causalité décrit la relation entre la cause (agents stresseurs) et l'effet (réponse au stress). Si les bases des relations de cause à effet ne sont pas rigoureusement établies, l'incertitude risque d'être plus importante dans les conclusions de l'étude.

### **III.2.1.3. Caractérisation du risque**

C'est la phase finale de l'évaluation des risques écologiques. Dans un premier temps, l'évaluateur va utiliser les résultats de l'analyse pour estimer le risque causé aux entités écologiques, parmi lesquelles ont été identifiés des critères d'effets dans la phase de formulation du problème. Ensuite, l'évaluateur devra décrire le risque estimé en fonction de tous les effets nuisibles et de leur niveau de probabilité. Dans le cadre des éRé des sites A, B et C, les risques sont exprimés sous forme d'un quotient ou ratio de risque. Il est déterminé en rapportant les doses journalières d'exposition (DJE) aux valeurs de référence (Eco-SSL, TRV ou PNEC). Lorsque celui-ci est supérieur à 1, le risque est considéré comme inacceptable. À l'inverse, lorsqu'il est inférieur à 1, il est considéré comme acceptable. L'acceptabilité globale de l'évaluation sera ensuite discutée par la prise en compte des incertitudes.

Les annexes I, II, III présentent respectivement les éRé réalisées sur les sites A, B et C, sur la base de la méthode US EPA. Une synthèse des résultats et les conclusions de ces trois éRé font l'objet des parties II, III et IV et permettront d'alimenter les discussions des parties suivantes, notamment la partie IV traitant de la variabilité des méthodologies.

## **III.2.2. RESULTATS DU SITE A**

La présentation des principaux résultats de l'éRé du site s'articulera autour des trois phases essentielles de la méthode de l'USEPA qui sont pour rappel : (i) la formulation du problème, (ii) l'analyse des effets et de l'exposition et enfin (iii) la caractérisation du risque (se reporter au §I pour plus de précisions).

### **III.2.2.1. La formulation du problème**

Cette première étape permet d'identifier les entités cibles de l'éRé, de générer et d'évaluer les premières hypothèses relatives aux effets causés ou susceptibles d'être causés par l'activité humaine et de les consigner dans un modèle conceptuel.

### III.2.2.1.1. Les entités cibles de l'ÉRÉ

Dans le cadre de l'ÉRÉ du site A, la flore vasculaire, les champignons, la macrofaune du sol, les mammifères et les oiseaux se nourrissant et/ou nichant dans le sol ont été identifiées comme étant les plus à risque en raison d'au moins un des critères suivants :

- contact direct et permanent avec le milieu contaminé en particulier pour la flore vasculaire, les champignons ainsi que pour la macrofaune ;
- utilisation du sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction (contact direct mais intermittent avec le sol contaminé) en particulier pour les mammifères (rongeurs, renard...)
- ingestion de ressources potentiellement contaminées en particulier pour les herbivores, les omnivores et les fongivores. Les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, appelés prédateurs dans la suite du document, sont également concernés.

Pour affiner le choix des entités écologiques retenues pour l'ÉRÉ, la susceptibilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion ont été considérées. Au final, les entités pour lesquelles un calcul de risque (sous forme de ratio de risque) sera réalisé sont :

- La flore vasculaire,
- Les invertébrés du sol,
- Les mammifères nichant sur le site, plus exactement le Campagnol agreste *Microtus agrestis*, le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus*, le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*, le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus*, la Taupe *Talpa talpa*.
- Les mammifères se nourrissant sur le site en distinguant les herbivores, représentés par le Campagnol agreste *Microtus agrestis* et le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus*, les fongivores, représentés par le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus* et le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus*, les omnivores, représentés par le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus* et la Taupe *Talpa talpa*, et enfin les prédateurs, représentés par le Renard roux *Vulpes vulpes*.
- L'avifaune nicheuse et spécialiste du milieu forestier : la Grive musicienne *Turdus philomelos* (nicheur sur A1 et A3), le Pouillot véloce *Phylloscopus collybita* (nicheur

sur A1), le Rouge-gorge *Erithacus rubecula* (nicheur sur A1) et le Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* (nicheur sur A1, A2 et A4)

- L'avifaune se nourrissant sur le site A, plus précisément les herbivores du sol (Pigeon ramier *Columba palumbus*, le Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, la Perdrix grise *Perdix perdix*), les omnivores se nourrissant surtout d'invertébrés du sol (Pipit des arbres *Anthus trivialis*, Coucou gris *Cuculus canorus*, Pinson des arbres *Fringilla coelebs*, Accenteur mouchet *Prunella modularis*, Etourneau sansonnet *Sturnus vulgaris*, Rossignol philomèle *Luscinia megarynchos*, Grive musicienne *Turdus philomelos*) et les prédateurs (Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* et Chouette hulotte *Strix aluco*)

#### III.2.2.1.2. Les hypothèses de risque

Ce sont des hypothèses spécifiques qui concernent le risque potentiel pour les critères d'effets de l'évaluation. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site A, sept hypothèses de risque ont été formulées.

Hypothèse de risque n°1 : Suite à des activités industrielles passées, le sol des stations d'étude est contaminé en surface par des éléments traces métalliques (ETM). Bien que ces agents de stress soient multiples, les principaux métaux en forte concentration sont le cadmium, le plomb, le zinc, le nickel, le mercure et le cuivre. L'arsenic, qui est un métalloïde, est aussi présent sur le site. Seul le chrome n'est pas considéré, les concentrations dans le sol étant inférieures au fond pédogéochimique. Les organismes en contact direct avec le sol tels que les organismes du sol et les organismes nichant dans le sol (renard, lapin par exemple) sont exposés de manière directe et à long terme aux ETM. Ils sont, par conséquent, susceptibles d'exprimer des effets néfastes liés à cette exposition.

Hypothèse de risque n°2 : Les ETM peuvent être absorbés par les végétaux au niveau de leur partie racinaire puis transloqués vers les parties aériennes. D'une manière générale, cette absorption est variable selon l'espèce végétale, le métal et les caractéristiques du sol (des variations du pH du sol, de la teneur en matière organique, de la granulométrie et de la teneur en argile ayant des effets avérés sur la disponibilité des métaux (partie I)). Un dépôt de particules de sol contaminé sur les parties aériennes des végétaux est également possible. Il existe donc un risque pour les organismes végétaux (exposition directe) et l'ensemble des

consommateurs des stations d'étude en raison de la bioaccumulation des ETM et de leur transfert dans la chaîne alimentaire (exposition indirecte).

Hypothèse de risque n°3 : Les ETM peuvent être absorbés par les champignons et y être bioaccumulés. En conséquence, les champignons ne tolérant pas la présence de métaux dans les sols et/ou dans leurs tissus (cas de certaines espèces mycorhiziennes) sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes dus à la présence de ces éléments. De plus, l'accumulation des ETM dans les tissus fongiques peut entraîner un transfert des métaux via la chaîne alimentaire, ce qui représente un risque potentiel pour les consommateurs de champignons tels que les gastéropodes.

Hypothèse de risque n°4 : Les grands prédateurs tels que les rapaces et les renards utilisent les stations du site A comme site de nourrissage, de refuge et de reproduction. Pour ces entités cibles, le risque peut provenir de la consommation de proies contaminées, notamment de petits mammifères tels que le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* et le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus*.

Hypothèse de risque n°5 : L'épaisseur de la litière suppose une perturbation de l'activité biologique des sols. Il est par conséquent possible que la présence d'ETM dans le sol engendre une baisse d'activité et/ou la mortalité des décomposeurs et détritivores du sol. En effet, l'accumulation de métaux dans les horizons supérieurs des sols est susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière (Rühling & Tyler, 1971; Ramade, 1992 ; Grele, 1998 ; Ponge *et al.*, 2009).

Hypothèse de risque n°6 : Les ETM, en raison de leur action toxique, peuvent entraîner une mortalité ou un ralentissement de la croissance des végétaux, ce qui aurait pour conséquences une diminution de la ressource alimentaire des herbivores et une restriction de la capacité de refuge des stations.

Hypothèse de risque n°7 : Des nécroses et des signes de maladies, notamment des taches goudronneuses sur les feuilles des érables de la station A2 (signe d'une infection par le champignon *Rhytisma acerinum*), voire parfois la mortalité d'individus sont observés. La présence d'ETM dans les sols peut être à l'origine d'un affaiblissement des individus, les

rendant ainsi vulnérables aux attaques extérieures. En ce qui concerne l'infection par le champignon *Rhytisma acerinum*, à long terme et au vu de l'ampleur de l'infection des feuilles, un défaut important d'activité photosynthétique pourrait engendrer des dommages importants pour la population d'érables.

#### III.2.2.1.3. Les schémas conceptuels

C'est une représentation visuelle des hypothèses de risque. Les figures 2 à 5 présentent les schémas conceptuels des stations A1 à A4 élaborés à l'aide du logiciel Terrasys©. Pour ce faire, nous avons considéré que le compartiment « sol » se subdivise en 3 sous-compartiments en fonction des profondeurs d'analyses considérées. Ainsi, le sol de surface correspond à la profondeur d'analyse de 0-20 cm, le sol sous surface correspond à celle de 20-60 cm et le sol profond correspond à celle de 60-120 cm.

Les espèces figurant dans chaque schéma conceptuel correspondent aux entités cibles de l'éRé observées sur la station étudiée. À titre d'exemple, le faucon crécerelle *Falco tinnunculus* n'ayant été aperçu que sur A3, seul le schéma conceptuel de cette station intégrera cette espèce. Par ailleurs, en raison de paramètres prédéfinis par le logiciel, la macrofaune du sol est représentée par l'encadré « invertébrés du sol » et l'entomofaune inventoriée sur le site A est représentée par l'encadré « invertébrés terrestres ».

# Station A1

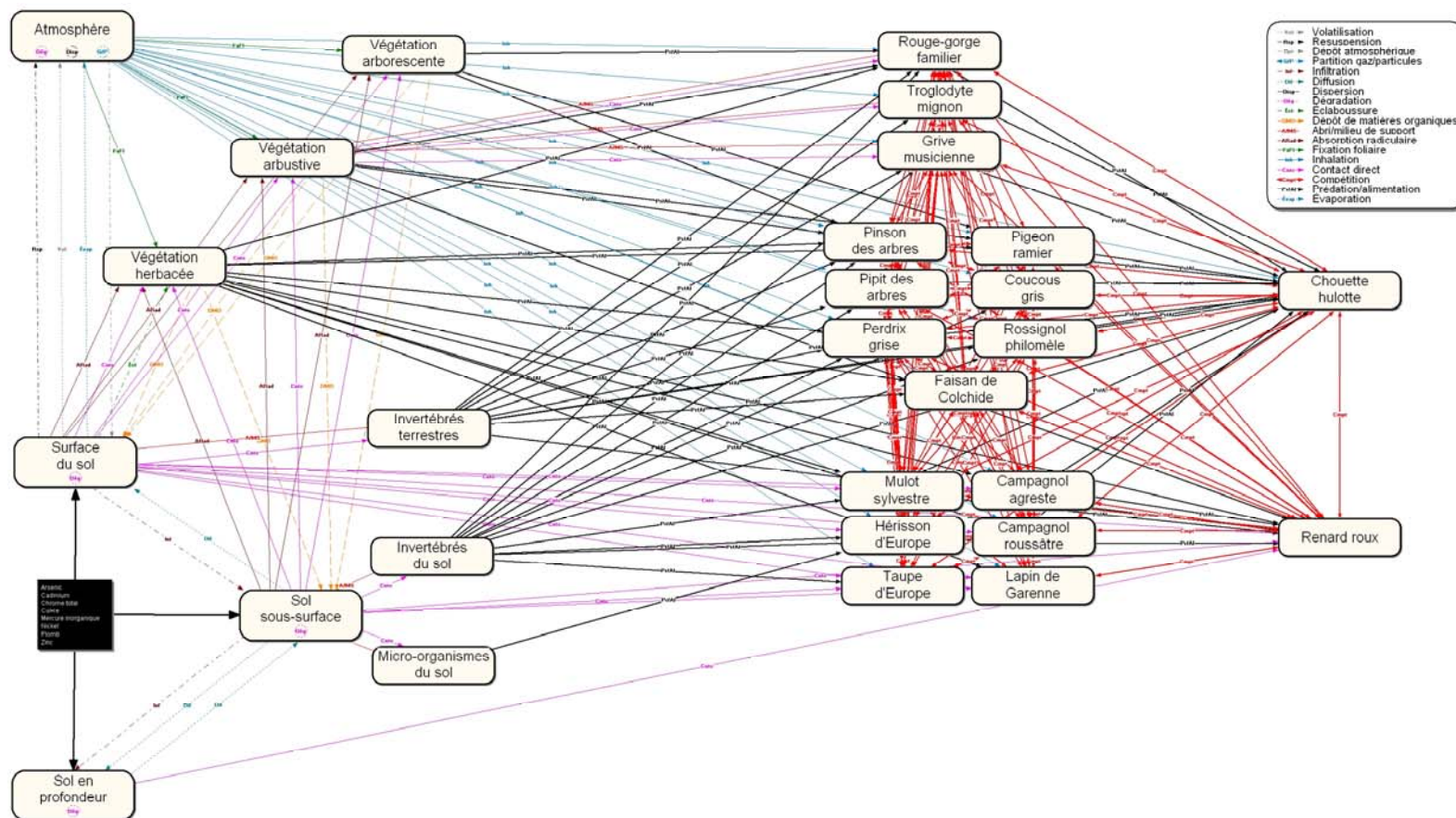


Figure 18 : Schéma conceptuel de la station A1

# Station A2

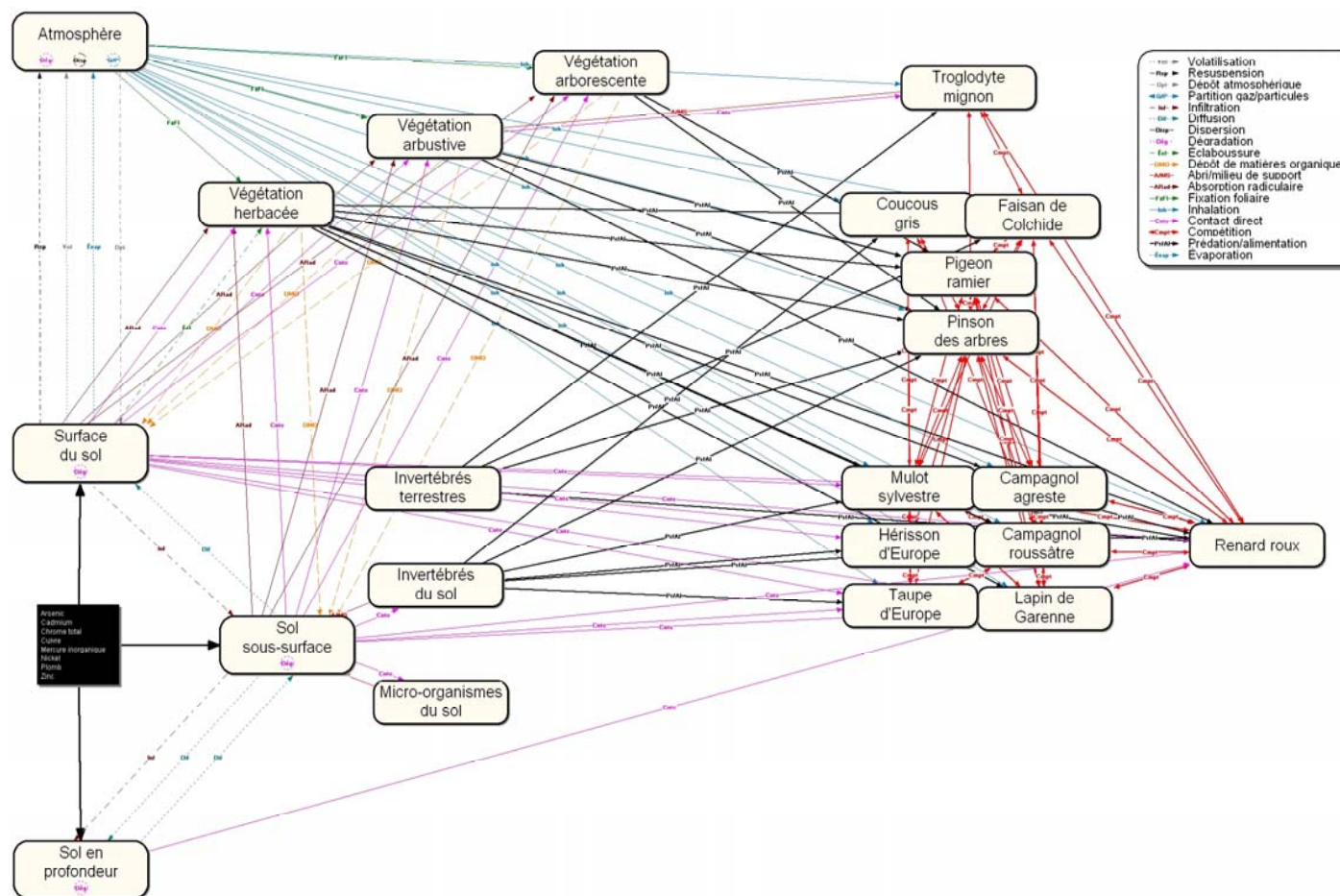


Figure 19 : Schéma conceptuel de la station A2



# Station A3

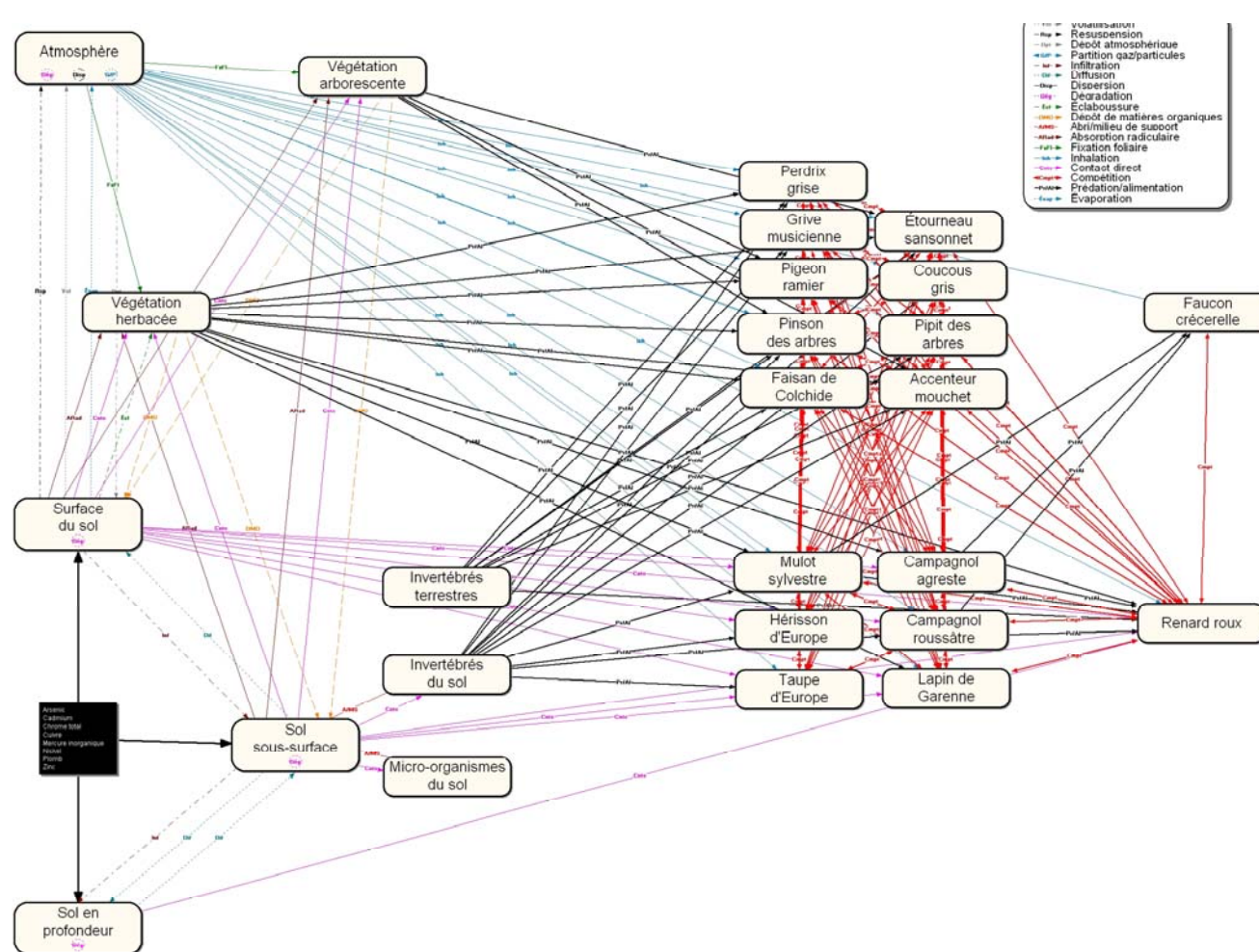


Figure 20 : Schéma conceptuel de la station A3

Station A4

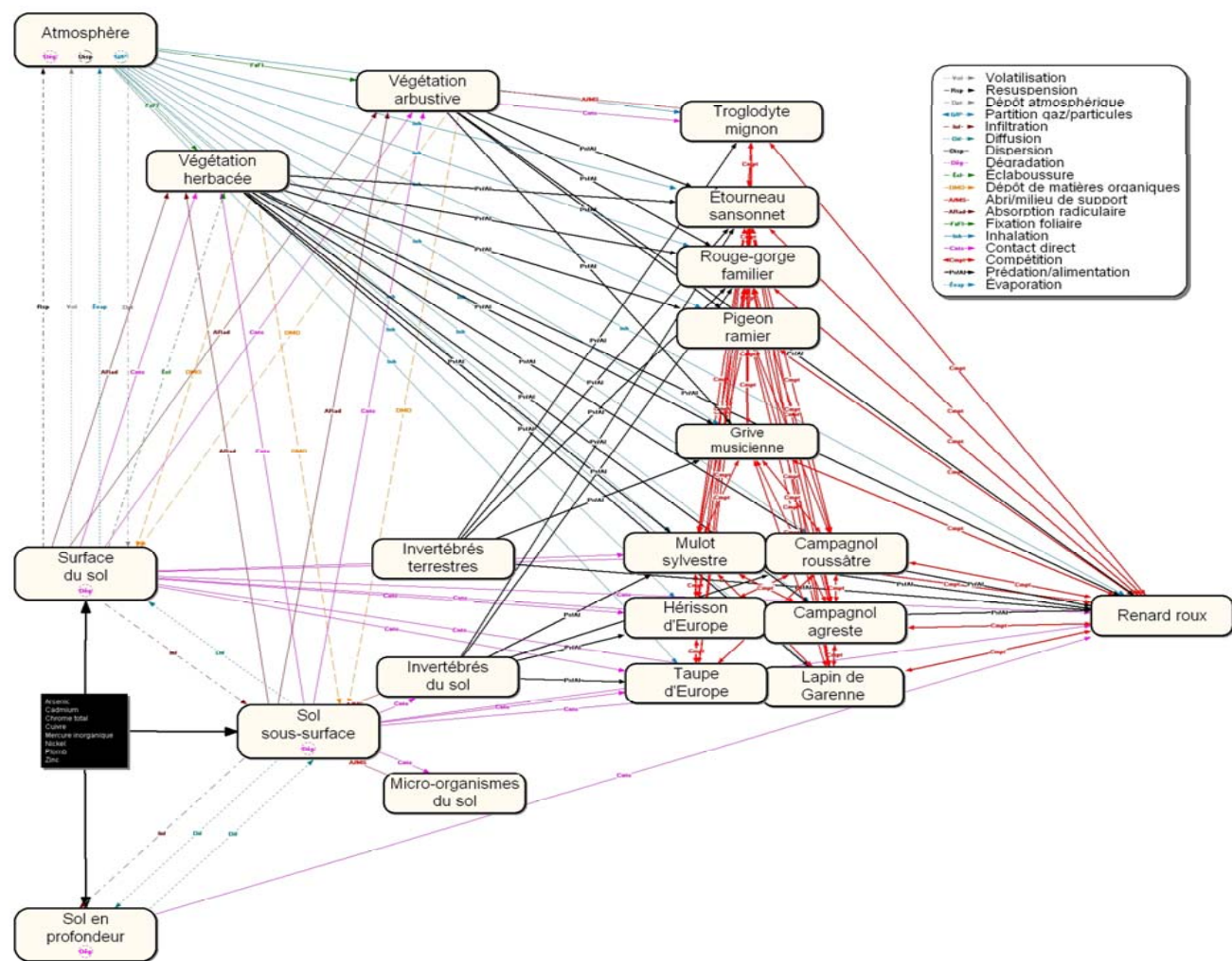


Figure 21 : Schéma conceptuel de la station A4

Le modèle conceptuel est considéré comme l'une des plus importantes sources d'incertitudes. Celles-ci proviennent essentiellement de la non-prise en compte de certaines relations, d'une mauvaise représentativité du risque, d'un manque d'informations, de difficultés pour identifier et faire interagir les paramètres spatio-temporels ou encore de l'oubli d'un agent de stress (USEPA, 1998).

Dans notre cas d'étude, aucune autre relation n'est considérée en dehors des relations trophiques. De fait, les hypothèses de risques n°6 et n°7 ne sont pas représentées sur les schémas conceptuels réalisés. De la même manière, les strates végétales ne peuvent intégrer le niveau de l'espèce. Or, les espèces accumulent de manière différentielle et conditionnent ainsi l'intensité du transfert des ETM dans la chaîne alimentaire. Ces deux observations sont de ce fait des sources d'incertitudes conséquentes.

### III.2.2.2. Analyse de l'exposition et des effets

À la suite de la phase de formulation du problème, la phase d'analyse de l'exposition et des effets est la deuxième phase de l'évaluation des risques écologiques.

#### III.2.2.2.1. Caractérisation de l'exposition

##### *a. Les milieux et voies d'exposition*

Les analyses physico-chimiques effectuées ont mis en évidence une tendance à l'accumulation des ETM dans les sols de surface et un transfert limité de ces éléments en profondeur. Ainsi, le milieu d'exposition de l'ÉRÉ est le sol, en particulier le sol de surface. Les concentrations d'exposition que nous retiendrons dans la suite de l'ÉRÉ correspondent aux teneurs maximales des ETM mesurées dans les sols de surface (0 - 20 cm). En raison de la présence d'ETM dans les sols de surface, les compartiments environnementaux auxquels les entités cibles sont susceptibles d'être exposées sont le sol, la chaîne alimentaire et dans une moindre mesure l'atmosphère de par l'envol de poussières. Le tableau 19 identifie pour chacune des entités cibles de l'évaluation les milieux et les voies d'exposition potentielles.

**Tableau 19** : Milieux et voies d'exposition des entités cibles de l'ÉRÉ du site A

Entité cible	Milieu d'exposition	Voies d'exposition
Strate arborée	Sol Atmosphère	Contact racinaire Dépôt foliaire
Strate arbustive	Sol Atmosphère	Contact racinaire Dépôt foliaire

Strate herbacée	Sol Atmosphère	Contact racinaire Dépôt foliaire
Champignons	Sol	Contact mycélien et dépôt de poussières sur partie aérienne
Faune du sol	Sol Chaîne alimentaire, sol Atmosphère	Contact dermique Ingestion Inhalation
Mammifères et oiseaux « nicheurs »	Chaîne alimentaire Sol Atmosphère	Ingestion Contact dermique et ingestion non volontaire Inhalation de poussières
Mammifères herbivores	Chaîne alimentaire	Ingestion
Mammifères omnivores	Sol	Contact dermique et ingestion non volontaire
Mammifères fongivores	Atmosphère	Inhalation
Mammifères prédateurs	Chaîne alimentaire	Ingestion
Oiseaux herbivores	Chaîne alimentaire	Ingestion
Oiseaux omnivores	Sol	Contact dermique et ingestion non volontaire
Oiseaux fongivores		
Oiseaux prédateurs	Chaîne alimentaire	Ingestion

#### *b. Quantification de l'exposition*

Chez les végétaux et les champignons, la concentration d'exposition correspond à la concentration totale des contaminants du sol de la profondeur 0-20 cm. Pour les invertébrés du sol, la quantification de l'exposition a été réalisée sur la base de la concentration totale des contaminants du sol de la profondeur 0-20 cm. Pour les invertébrés terrestres, il n'existe pas de formules permettant le calcul de la concentration d'exposition par inhalation et contact dermique. De fait, la quantification de l'exposition n'a pu être menée à terme et devra être considérée comme une source d'incertitudes.

Pour les animaux nichant et se nourrissant sur le site, l'exposition totale doit être estimée à partir de la somme des concentrations d'exposition calculée pour l'ensemble des voies d'exposition (ingestion, contact dermique et inhalation) (ORNL, 1991). Chez les oiseaux et les mammifères, les données permettant de prendre en compte l'exposition par contact dermique et par inhalation sont parcellaires. De plus, ces voies d'exposition sont considérées comme négligeables (pour la justification, se reporter aux *Matériels et méthodes*). Elles ne sont donc pas prises en compte dans le calcul de la dose journalière d'exposition (DJE) et participent aux incertitudes. Par conséquent, la DJE calculée correspond à la DJE par ingestion de nourriture. Disposant d'analyses réalisées *in situ*, les concentrations en polluants dans l'alimentation végétale ont été déterminées à partir des teneurs en plomb, zinc et

cadmium mesurées dans les parties aériennes des végétaux (principe de spécificité). Pour les autres métaux et aliments, elles ont été estimées grâce au logiciel Terrasys©.

### III.2.2.2.2. Analyse des effets

Pour déterminer les VTR des organismes en contact direct avec le sol (végétaux, champignons, invertébrés), un choix se présente entre l'utilisation des Eco-SSL (SSL pour soil screening values) et les PNEC.

**Tableau 20** : Valeurs toxicologiques de référence

Substance	Valeur toxicologique de référence (VTR)	
Plomb	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	120
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	1700
	VTR (mg/kg/j) - oiseaux	1,63
	VTR (mg/kg/j) - mammifères	4,70
Zinc	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	160
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	120
	TRV (mg/kg/j) - oiseaux	66,1
	PNEC food (mg/kg food) – hibou	37
	PNEC food (mg/kg food) – <i>Falco tinnunculus</i>	47
	VTR (mg/kg/j) – mammifères	75,4
	PNEC food (mg/kg food) – <i>Apodemus sylvatica</i>	56
Cadmium	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	32
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	142
	TRV (mg/kg/j) - oiseaux	1,47
	PNEC food (mg/kg food) – hibou	2,48
	PNEC food (mg/kg food) – <i>Falco tinnunculus</i>	3,25
	VTR (mg/kg/j) – mammifères	0,77
Cuivre	PNEC food (mg/kg food) – <i>Apodemus sylvatica</i>	0,39
	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	70
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	80
	VTR (mg/kg/j) - oiseaux	4,05
Nickel	VTR (mg/kg/j) - mammifères	5,60
	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	38
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	280
	TRV (mg/kg/j) - oiseaux	6,71
	PNEC food (mg/kg food) – hibou	50,54
	PNEC food (mg/kg food) – <i>Falco tinnunculus</i>	64,66
Arsenic	VTR (mg/kg/j) – mammifères	1,70
	PNEC food (mg/kg food) – <i>Apodemus sylvatica</i>	16,42
	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	18
	PNEC sol (mg/kg SS)	1,8
Mercure	VTR (mg/kg/j) - oiseaux	2,24
	VTR (mg/kg/j) - mammifères	1,04
	PNEC sol (µg/kg SS)	27

**Légende** : Eco-SSL = Ecological soil screening values ; VTR = valeur toxicologique de référence ; SS = sol sec ; NC = non concerné

Notre choix s'est porté sur les Eco-SSL car elles distinguent des valeurs pour les végétaux et les invertébrés du sol alors que la PNEC est une PNEC sol.

Pour les oiseaux et les mammifères, l'US EPA propose des valeurs toxicologiques de référence que nous avons retenues pour leur spécificité. Pour les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, nous avons également retenu des valeurs issues du projet « nomiracle » (PNEC food) qui ont l'avantage d'être espèces dépendantes.

#### III.2.2.2.3. Caractérisation du risque

Les paragraphes suivants présentent les quotients de risque calculés pour les entités cibles des stations du site A.

##### *a. Risque pour les végétaux terrestres et la faune du sol*

L'évaluation des risques écologiques du site A met en évidence un risque pour les végétaux et la faune du sol. D'une manière générale, le risque calculé est plus important pour la station A1 que pour les autres stations d'étude pour lesquelles la contamination du sol est moins importante. Les polluants conduisant à un indice de risque supérieur à 1 pour les végétaux sont le plomb, le zinc et le mercure. Le cadmium et l'arsenic génèrent un risque sur la station A1, qui présente des concentrations importantes ( $> 20 \text{ mg.kg}^{-1}$  de cadmium dans les sols, soit environ 40 fois supérieure au fond pédogéochimique moyen pour cet élément). Aucun risque n'est mis en évidence suite aux expositions des végétaux par le nickel et le cuivre. En ce qui concerne la faune du sol, le zinc et le mercure induisent un risque important sur toutes les stations d'étude tout comme l'arsenic. Comme pour les végétaux, le cuivre et le nickel ne semblent pas générer de risque, ce qui est également le cas pour le cadmium. Le plomb est le seul métal pour lequel le risque induit diffère entre végétaux et invertébrés du sol, puisque pour la faune du sol, la station A1 est la seule pour laquelle l'indice de risque est supérieur à 1. Ainsi, les végétaux seraient plus impactés par le plomb que les invertébrés du sol. Sur la base des résultats, il est aussi remarquable que les indices de risque calculés sur la base des PNEC sol sont tous supérieurs à 1, ce qui laisse présager de la forte valeur majorante induite par ces valeurs toxicologiques de référence.

*b. Risque pour les animaux se nourrissant sur le site*

A

Concernant la station A1, la contamination en plomb, zinc et cadmium de la ressource alimentaire constitue un risque pour six espèces. Il s'agit de la Perdrix grise *Perdix perdix*, du Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, du Pigeon ramier *Columba palumbus*, du Mulot sylvestre *Microtus agrestis* pour les herbivores, Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* et du Pipit des arbres *Anthus trivialis* pour les omnivores. Le Coucou gris *Cuculus canorus* et le Rossignol philomèle *Luscinia megarhynchos* encourent un risque vis-à-vis du plomb et la Taupe d'Europe *Talpa talpa* encourent un risque vis-à-vis du cadmium. Le Campagnol agreste *Microtus agrestis* présente un risque pour le plomb, le zinc et le cadmium mais aussi pour l'arsenic, le cuivre, métal qui induit un risque toujours inférieur à 1 chez les végétaux consommés. Cela peut s'expliquer chez ce rongeur par son taux d'ingestion conséquent. En effet, pour un poids de 34 g, son taux d'ingestion est de 0,22 g de nourriture par gramme d'animal. Par comparaison le Lapin a un taux d'ingestion de 0,08 g de nourriture par gramme.

Concernant la parcelle A2, cinq espèces présentent un indice de risque supérieur à 1. Il s'agit du Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, du Pigeon ramier *Columba palumbus*, du Campagnol agreste *Microtus agrestis* pour les herbivores et de Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* et du Coucou gris *Cuculus canorus* pour les omnivores.

Concernant la station A3, les herbivores présentent un indice de risque supérieur à 1 à l'exception du Lapin. Ainsi la contamination en plomb, zinc et cadmium de leur ressource alimentaire (végétaux, graines, fruits) constitue un risque pour quatre espèces : la Perdrix grise *Perdix perdix*, le Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, le Pigeon ramier *Columba palumbus* et le Campagnol agreste *Microtus agrestis*. Le Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus* présente également un risque par ingestion de nourriture contaminée au cadmium.

Concernant la station A4, quatre espèces présentent un risque engendré par la consommation de nourriture contaminée en plomb, zinc et cadmium. Il s'agit du Pigeon ramier *Columba palumbus* et du Campagnol agreste *Microtus agrestis* pour les herbivores et du Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* et du Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus* pour les omnivores. Le Campagnol agreste est l'espèce par laquelle la probabilité d'apparition d'effet

néfaste est la plus importante et induite par 5 agents de stress, contrairement au Pigeon et au Lapin de garenne qui semblent susceptibles d'être atteints par le cadmium et le Troglodyte mignon qui présente un risque induit par le plomb.

#### III.2.2.2.4. Conclusions de l'ÉRÉ du site A

*In fine*, la station présentant le plus grand nombre d'espèces dont l'indice de risque est supérieur à 1 est A1. Il s'agit également de la station où les indices de risque sont les plus élevés. Enfin, quelle que soit la station considérée, le Camapgnol agreste *Microtus agrestis* présente les indices de risque les plus élevés, ce qui traduit sa grande vulnérabilité à l'égard de la contamination des sols aux ETM.

Concernant les risques pour les végétaux et les invertébrés, les polluants mis en évidence par le calcul de risque sont, comme attendu, le plomb et le zinc. Par contre, le cadmium qui est pourtant souvent en forte concentration, et l'ETM le plus accumulé dans nos conditions d'expérience, ne semble pas induire de risque pour ces entités cibles. Le mercure est aussi révélé mais cela est probablement dû à la valeur toxicologique de référence (PNEC sol) très proche du fond pédogéochimique. Par contre, l'ÉRÉ fait émerger l'arsenic vis-à-vis de la faune du sol. Ce métal est généralement peu pris en compte dans les études scientifiques menées sur ce secteur. Pour les animaux se nourrissant sur site A, un transfert du plomb, du zinc et du cadmium est susceptible d'engendrer des effets néfastes, en particulier pour les herbivores. Cela semble se vérifier pour les rongeurs dont les effectifs de capture sur site sont très faibles alors qu'*a priori* l'écosystème présente des caractéristiques favorables à leur développement. En revanche, en ce qui concerne *Columba palumbus*, le scénario d'exposition a été volontairement majoré (principe de précaution). Néanmoins, selon la littérature, il s'agit d'une espèce plutôt arboricole, ce qui relativise le risque calculé pour un nourrissage exclusivement au niveau du sol. Les animaux de bout de chaîne alimentaire, appelés prédateurs, n'expriment pas de risque fort quel que soit le métal considéré. Ceci s'observe même dans les conditions majorantes choisies, c'est-à-dire en considérant qu'ils se nourrissent exclusivement sur le site.

En ce qui concerne les incertitudes, elles sont de plusieurs natures. En effet, certaines hypothèses de risque comme la présence de *Rhytisma acerinum* dans des proportions importantes ne sont pas considérées dans l'évaluation des risques, même si ce parasite peut perturber la strate arborescente.



En ce qui concerne le schéma conceptuel, bien qu'il existe une certaine flexibilité au niveau des relations trophiques pouvant être mises en place par le biais du logiciel Terrasys©, toutes les entités cibles ne peuvent être représentées. Ainsi, les champignons ne sont pas distingués et sont répertoriés avec les microorganismes du sol. La macrofaune du sol est représentée par les invertébrés du sol et la diversité floristique est résumée en trois strates. De fait, le schéma conceptuel est considéré comme l'une des plus grandes sources d'incertitudes selon l'US EPA (1998).

Il en est de même pour la quantification du risque. En effet, bien que les milieux et les voies d'exposition soient détaillés, ils ne sont pas pris en compte dans le calcul de risque, à l'exception de la voie orale. Ainsi, l'inhalation et le contact dermique par exemple ne sont pas considérés. En ce qui concerne les valeurs toxicologiques de référence de l'EPA, elles présentent l'avantage de considérer plusieurs groupes biologiques (végétaux, invertébrés, mammifères et oiseaux) et plusieurs maillons de la chaîne alimentaire (herbivores, omnivores et prédateurs), elles sont par conséquent plus discriminantes que les PNEC. En revanche, de par leur utilisation, les risques mis en évidence ne sont pas reliés à des effets stricts mais à des risques globaux.

*In fine*, en raison des nombreuses sources d'incertitudes soulignées, l'indice de risque calculé être considéré comme une indication permettant de cibler les dangers et de hiérarchiser les entités cibles en fonction de leur susceptibilité aux agents de stress.

### **III.2.3. RESULTATS DU SITE B**

La présentation des principaux résultats de l'éRé du site s'articulera autour des trois phases essentielles de la méthode de l'USEPA qui sont pour rappel : (i) la formulation du problème, (ii) l'analyse des effets et de l'exposition et enfin (iii) la caractérisation du risque (se reporter au §I pour plus de précisions).

#### **III.2.3.1. La formulation du problème**

Cette première étape permet d'identifier les entités cibles de l'éRé, de générer et d'évaluer les premières hypothèses relatives aux effets causés ou susceptibles d'être causés par l'activité humaine et de les consigner dans un modèle conceptuel.

À partir des données disponibles sur la source, ses agents de stress, les effets, l'écosystème et ses entités cibles, la formulation du problème produit trois types de résultats :

- (1) les critères d'effets de l'évaluation ;
- (2) le modèle conceptuel ;
- (3) et un plan d'analyse.

#### III.2.3.1.1. Les entités cibles de l'ÉRÉ

Dans le cadre de l'ÉRÉ du site B, la flore vasculaire, les champignons, la macrofaune du sol, les mammifères et les oiseaux se nourrissant et/ou nichant dans le sol ont été identifiées comme étant les plus à risque en raison d'au moins un des critères suivants :

- contact direct et permanent avec le sol contaminé, en particulier pour la flore vasculaire, les champignons ainsi que pour la macrofaune ;
- contact direct et permanent avec les eaux et sédiments contaminés, en particulier les algues, les macrophytes et les invertébrés aquatiques et benthiques
- utilisation du sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction (contact direct mais intermittent avec le sol contaminé) en particulier pour les mammifères (rongeurs, renard...)
- utilisation du milieu aquatique comme lieu de refuge et/ou de reproduction (contact direct mais intermittent avec le sol contaminé) en particulier pour la batrachofaune ;
- ingestion de ressources potentiellement contaminées en particulier pour les herbivores, les omnivores et les fongivores. Les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, appelés prédateurs dans la suite du document, sont également concernés.

Pour affiner le choix des entités écologiques retenues pour l'ÉRÉ, la susceptibilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion ont été considérées. Au final, les entités pour lesquelles un calcul de risque (sous forme de ratio de risque) sera réalisé sont :

- la flore vasculaire ;
- les invertébrés du sol ;
- les végétaux aquatiques (algues et macrophytes) ;
- les invertébrés aquatiques ;

- la batrachofaune présente sur le site B à savoir, sur la base des investigations écologiques menées, le Crapaud commun (*Bufo bufo*), la Grenouille rousse (*Rana temporaria*), le Triton palmé (*Triturus helveticus*) et le Triton ponctué (*Triturus vulgaris*).
- les mammifères se nourrissant sur le site (i) les herbivores, représentés par le Campagnol des champs *Microtus arvalis*, le Campagnol agreste *Microtus agrestis*, le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus*, le Rat musqué *Ondatra zibethicus* et le Lièvre d'Europe *Lepus europaeus*, (ii) les omnivores, représentés par *Apodemus sylvaticus*, *Erinaceus europaeus*, le Léroty *Eliomys quercinus* et (iii) les prédateurs, représentés par la Belette *Mustela nivalis* et le Renard roux *Vulpes vulpes*.
- les mammifères nichant dans le sol : le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Campagnol agreste *Microtus agrestis*, le Campagnol des champs *Microtus arvalis*, le Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*, le Léroty *Eliomys quercinus*, la Musaraigne couronnée *Sorex coronatus* et le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus*
- les oiseaux nichant sur le site dont le support de nidification est en contact avec un milieu contaminé (sol, herbes, surface de l'eau) et pour lesquelles l'alimentation implique un contact plus ou moins direct avec le milieu contaminé. Pour le site B, six espèces répondent à ces critères : Faisan de Colchide, Martin pêcheur, Canard colvert, Grèbe castagneux, Pouillot fitis et Pouillot véloce;
- les oiseaux se nourrissant sur le site, plus précisément les oiseaux herbivores du sol (par opposition aux herbivores du feuillage), les fongivores, les omnivores se nourrissant surtout d'invertébrés du sol et les prédateurs chassant leurs proies au niveau du sol. Pour le site B, 18 espèces répondent à ces critères, elles sont présentées dans le tableau 21.

**Tableau 21:** Groupes aviaires des stations du site B en fonction de leur régime alimentaire et de leur substrat d'alimentation

Espèce	Régime alimentaire ou maillon trophique	Substrat d'alimentation	Obs.
Corneille noire <i>Corvus corone</i>	Omnivores	Sol	A
Pie bavarde <i>Pica pica</i>	Omnivores	Sol	A
Rosignol philomèle <i>Luscinia megarhynchos</i>	Omnivores	Sol	A
Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i>	Herbivores	Sol	N
Gallinule poule d'eau	Herbivores	Sol	N
Perdrix grise <i>Perdix perdix</i>	Herbivores	Sol	N

Coucou gris <i>Cuculus canorus</i>	Invertivores	Sol	N
Grèbe castagneux <i>Trachybaptus ruficollis</i>	Invertivores	Eau	N
Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i>	Omnivores	Eau	N
Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i>	Omnivores	Sol	N
Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	Omnivores	Sol	N
Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i>	Omnivores	Sol	N
Merle noir <i>Turdus merula</i>	Omnivores	Sol	N
Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i>	Omnivores	Sol	N
Rougegorge familier <i>Erithacus rubecula</i>	Omnivores	Sol	N
Martin-pêcheur <i>Alcedo atthis</i>	Piscivore	Eau	N
Buse variable <i>Buteo buteo</i>	Prédateurs	Sol	N
Chouette hulotte <i>Strix aluco</i>	Prédateurs	Sol	N

Légende : Obs = type d'observation ; A = s'alimentant sur le site ; N = Nicheur

### III.2.3.1.2. Les hypothèses de risque

Ce sont des hypothèses spécifiques qui concernent le risque potentiel pour les critères d'effets de l'évaluation. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site B, onze hypothèses de risque ont été formulées.

Hypothèse de risque n°1 : Parmi les substances émises par l'ancienne activité de blanchisserie, certaines d'entre elles sont plus ou moins persistantes dans les sols. Il s'agit des ETM et des PCB. En effet, les ETM, en particulier le nickel, le cuivre, le cadmium et le plomb ont la propriété d'être adsorbés/absorbés par les particules du sol. Dans le sol, ils vont donc avoir tendance à s'accumuler dans les horizons supérieurs en raison de leur faible solubilité et de leur adsorption par la matière organique du sol. Les PCB sont peu mobiles dans les sols en raison de leur faible solubilité et d'un Kow élevé. Les organismes en contact direct avec le sol tels que les organismes du sol, les organismes rampants (gastéropodes) et les organismes nichant dans le sol (renard, lapin par exemple) sont exposés de manière directe et à long terme aux ETM. Ils sont, par conséquent, susceptibles d'exprimer des effets néfastes liés à cette exposition.

Hypothèse de risque n°2 : Les substances chimiques, notamment les ETM, présentes dans le sol sont susceptibles d'être absorbées par les végétaux au niveau de leur partie racinaire et selon les propriétés des substances absorbées être stockées ou transloquées vers les parties aériennes. Il existe donc un risque pour les organismes végétaux (exposition directe) et l'ensemble des consommateurs du site B en raison de la bioaccumulation des substances toxiques et de leur transfert dans la chaîne alimentaire (exposition indirecte).

Hypothèse de risque n°3 : les substances toxiques du sol, en particulier les ETM peuvent être absorbées par les champignons et y être bioaccumulés. En conséquence, les champignons ne tolérant pas la présence de ces substances dans les sols et/ou dans leurs tissus (cas de certaines espèces mycorhiziennes) sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes dus à la présence de ces éléments. De plus, l'accumulation de substances toxiques, notamment des ETM, dans les tissus fongiques peut entraîner leur transfert via la chaîne alimentaire, ce qui représente un risque potentiel pour les consommateurs de champignons tels que les gastéropodes.

Hypothèse de risque n°4 : De grands prédateurs tels que les rapaces, les renards, la belette utilisent ou sont susceptibles d'utiliser le site B comme site de nourrissage, de refuge et de reproduction. Il existe un risque par exposition indirecte : consommation de proies contaminées, notamment de petits mammifères tels que le mulot et le hérisson, ainsi que par exposition directe par inhalation de poussières et/ou ingestion de sol (niveau d'exposition variable selon utilisation et fréquentation du site)

Hypothèse de risque n°5 : Les arbres et arbustes du site B présentent des signes de mauvais état sanitaire (observations de nécroses, de maladies, de mortalité de certains individus). La présence de polluants, notamment d'ETM, de HAP et de PCB, dans les sols est à l'origine du mauvais état sanitaire des strates arbustives et arborées.

Hypothèse de risque n°6 : Au niveau des peupleraies du site B, l'épaisseur de la litière est très importante. La présence de polluants dans les sols, notamment d'ETM, de HAP et de PCB, est susceptible d'engendrer une baisse d'activité et/ou la mortalité des décomposeurs et détritivores du sol. En effet, l'accumulation d'agents de stress dans les horizons supérieurs des sols est susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière.

Hypothèse de risque n°7 : Les ETM, HAP et autres substances toxiques identifiées sur le site B peuvent entraîner une mortalité ou un ralentissement de la croissance des végétaux, ce qui

aurait pour conséquences une diminution de la ressource alimentaire des herbivores et une restriction de la capacité de refuge du site B.

Hypothèse de risque n°8 : L'activité industrielle a entraîné la présence de substances toxiques dans l'eau des rigoles, des bassins de lagunages et de la mare temporaire du site B. La biocénose aquatique est susceptible d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion d'eaux contaminées.

Hypothèse de risque n° 9 : L'activité industrielle a entraîné la présence de substances toxiques dans les sédiments des rigoles, des bassins de lagunages et de la mare temporaire du site B. Les espèces de la faune et de la flore benthiques sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion de sédiments contaminés.

Hypothèse de risque n° 10 : Les producteurs primaires du milieu aquatique accumulent les substances toxiques présentes dans le milieu aquatique. Les consommateurs primaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite à l'ingestion de ressources contaminées.

Hypothèse de risque n° 11 : Les invertébrés du milieu aquatique accumulent les substances toxiques présentes dans le milieu aquatique. Les consommateurs secondaires et tertiaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite à l'accumulation de substances toxiques dans la chaîne trophique.

#### III.2.3.1.3. Le schéma conceptuel

C'est une représentation visuelle des hypothèses de risque. Les schémas conceptuels ont été élaborés à l'aide du logiciel Terrasys© (Figure 22).

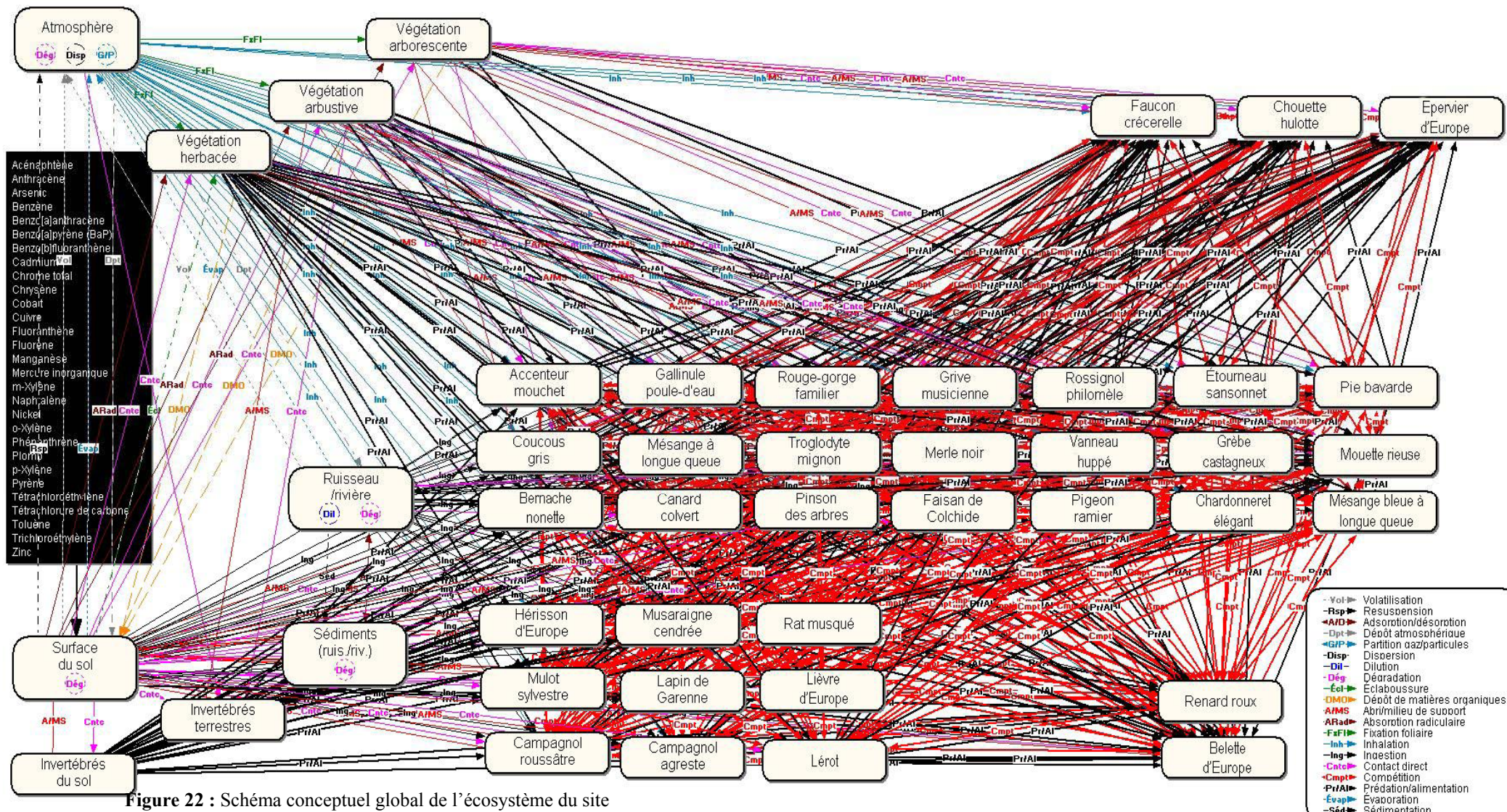


Figure 22 : Schéma conceptuel global de l'écosystème du site

### III.2.3.2. Analyse de l'exposition et des effets

À la suite de la phase de formulation du problème, la phase d'analyse de l'exposition et des effets est la deuxième phase de l'évaluation des risques écologiques.

#### III.2.3.2.1. Caractérisation de l'exposition

##### *a. Les agents de stress de l'évaluation*

En évaluation des risques, la présence d'une substance, quelle que soit sa concentration, détermine sa prise en compte dans le cadre de l'ÉRÉ. Ainsi, les substances détectées lors des analyses sont des agents de stress potentiels de l'écosystème. Néanmoins, en l'absence de valeur de référence (Eco-SSL, TRV ou PNEC), le risque ne pourra pas être calculé. Dans ce cas, les substances sont incluses dans les incertitudes de l'évaluation. Il en est de même pour les substances dont la teneur se situe en deçà de la limite de quantification. Les substances retenues pour l'ÉRÉ pour la contamination des sols, sont les ETM, les HPA, les BTEX et les haloformes et apparentés. Pour les ETM, il s'agit plus particulièrement du plomb, du zinc, du nickel, du cadmium, du chrome, de l'arsenic et du mercure. Globalement, les zones de lagunage, de décharge et de dépôt présentent les plus fortes teneurs en ETM mesurées dans les sols. En ce qui concerne les HAP, l'ensemble des sols du site B est impacté par ce type de contamination, la chaufferie et la zone de dépôt présentant des teneurs particulièrement élevées. En ce qui concerne les BTEX, les teneurs mesurées au niveau des sols de la décharge, de la chaufferie et de la dalle sont en dessous des limites de quantification. En revanche, des teneurs plus importantes sont mesurées au niveau des zones de lagunage et du dépôt. Enfin, en ce qui concerne les haloformes et apparentés, une contamination en trichloroéthylène et en tétrachloroéthylène est observée au niveau de la dalle (les autres teneurs se situent en deçà des limites de quantification). Les concentrations d'exposition qui seront retenues dans la suite de l'ÉRÉ correspondent aux teneurs moyennes mesurées dans les sols de surface des différents secteurs d'étude du site B. Pour le compartiment aquatique, les agents de stress des eaux de surface retenues pour l'ÉRÉ sont l'arsenic, le chrome, le cuivre et le zinc pour les ETM, le trichloroéthylène et le 1,1,1, trichloroéthane pour les haloformes et le naphtalène pour les HAP. De plus, en raison des limites de quantification, une contamination générale en pyrène, benzo(ghi)pérylène et indeno (1,2,3-cd)pyrène ne peut être exclue. Dans



le cadre de l'éré du site B, les agents de stress du sédiment retenues pour l'éré sont le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc ainsi que le 1,1,2 trichloroéthane.

**Tableau 22** : Agents de stress des différents milieux du site B (mg.kg<sup>-1</sup> MS pour les sols et les sédiments ; en µg.L<sup>-1</sup> dans les eaux)

	Teneurs retenues pour les sols	Teneurs retenues pour les eaux	Teneurs retenues pour les sédiments
Arsenic	38	5,20	
Cadmium	14	-	4,70
Chrome	170	14,00	98,00
Cobalt	12	-	-
Cuivre	130	10,00	372,00
Manganèse	420	-	-
Mercuré	7	-	-
Nickel	170	-	-
Plomb	2200	-	161,00
Zinc	1600	40	402
Benzo(b)fluoranthène	80	-	-
Benzo(k)fluoranthène	19	-	-
Benzo(ghi) pérylène	23	0,05	-
Indeno(1,2,3-cd) pyrène	26	0,03	-
Benzo(a)anthracène	71	-	-
Dibenzo(ah)anthracène	13	-	-
Fluoranthène	140	-	-
Fluorène	9,7	-	-
Benzo(a)pyrène	48	-	-
Acénaphthylène	0,2	-	-
Acénaphène	8,2	-	-
Anthracène	19	-	-
Chrysène	70	-	-
Naphtalène	62	14,00	-
Phénanthrène	94	-	-
Pyrène	92	0,05	-
Benzène	0,3	-	-
Toluène	0,9	-	-
Ethylbenzène	0,2	-	-
Méta et para xylènes	2,5	-	-
Ortho xylènes	0,4	-	-
Xylènes totaux	10	-	-
Dichlorométhane	2	-	-
1,1 dichloroéthane	0,5	-	-
1,2 dichloroéthane	0,5	-	-
1,1,1, trichloroéthane	0,5	3,30	-
1,1,2, trichloroéthane	3	-	0,1
1,1 dichloroéthylène	22	-	-
1,2 cis dichlorethylene	0,6	-	-
1,2 trans dichlorethylene	0,5	-	-
Trichloroéthylène	22	4,60	-
Tétrachloroéthylène	0,8	-	-

- : non concerné

### *b. Milieux et voies d'exposition*

En raison de la présence des agents de stress identifiés dans les sols de surface, il y a risque de contamination des entités cibles de l'écosystème terrestre :

- par ingestion de sol pour les animaux vivant ou fréquentant le site ;
- par inhalation des poussières pour les animaux vivant ou fréquentant le site ;
- par ingestion de ressources alimentaires contaminées pour les animaux (consommateurs primaires, secondaires et tertiaires) ;
- par absorption de sol contaminé par la partie racinaire des végétaux ;
- par contact avec le sol contaminé (animaux rampants, insectes vivants à la surface ou dans les premiers cm du sol...).

En ce qui concerne les eaux de surface, il y a un risque de contamination des entités cibles de l'écosystème terrestre et aquatique :

- par absorption/adsorption de substances dissoutes dans les eaux pour les végétaux aquatiques (algues et macrophytes) ;
- par contact, inhalation et/ou ingestion de substances dissoutes dans les eaux pour les animaux vivant dans le milieu aquatique (invertébrés, batraciens...) ;
- par contact avec les eaux contaminées pour les organismes fréquentant le milieu aquatiques (ex : Rat musqué *Ondatra zibethicus*) ;
- par ingestion d'eaux contaminées pour les animaux vivant ou fréquentant le site B ;
- par ingestion de végétaux aquatiques (algues et macrophytes) contaminées (mammifères et oiseaux herbivores et omnivores du site B) ;
- par ingestion d'invertébrés aquatiques contaminés (mammifères et oiseaux omnivores et invertivores du site B).

En raison de la présence d'ETM et de solvants chlorés dans les sédiments, il y a un risque de contamination des entités cibles de l'écosystème :

- par absorption/adsorption de substances présentes dans les sédiments au niveau de la partie racinaire des macrophytes ;
- par contact, inhalation et/ou ingestion de substances dissoutes présentes dans les sédiments pour les invertébrés benthiques ;

- par ingestion de particules solides du sédiment contaminé pour les organismes vivant dans le sédiment et les organismes fouisseurs qu'ils soient aquatiques ou terrestres ;
- par contact avec les particules solides du sédiment contaminé pour les organismes vivant dans le sédiment et les organismes fouisseurs qu'ils soient aquatiques ou terrestres.

### *c. Quantification de l'exposition*

Chez les végétaux terrestres, les champignons et les invertébrés du sol, la concentration d'exposition correspond à la concentration totale des contaminants du sol de surface. Pour les végétaux aquatiques et les invertébrés benthiques, la quantification de l'exposition a été réalisée sur la base de la concentration totale des contaminants du sédiment. Pour les invertébrés pélagiques, la quantification de l'exposition a été réalisée sur la base de la concentration totale des contaminants des eaux superficielles. Pour les invertébrés, il n'existe pas de formules permettant le calcul de la concentration d'exposition par inhalation et contact dermique. De fait, la quantification de l'exposition n'a pu être menée à terme et devra être considérée comme une source d'incertitudes. Pour les animaux nichant et se nourrissant sur le site, l'exposition totale doit être estimée à partir de la somme des concentrations d'exposition calculée pour l'ensemble des voies d'exposition (ingestion, contact dermique et inhalation) (ORNL, 1991). Chez les oiseaux et les mammifères, les données, ne permettant pas de prendre en compte l'exposition par contact dermique et par inhalation, sont parcellaires. De plus, ces voies d'exposition sont considérées comme négligeables. Elles ne sont donc pas prises en compte dans le calcul de la dose journalière d'exposition (DJE) et participent aux incertitudes. Par conséquent, la DJE qui a été calculée correspond à la DJE par ingestion de nourriture et par ingestion d'eau contaminée. Les concentrations en polluants dans l'alimentation végétale et animale ont été déterminées à partir du logiciel Terrasys©. Pour mener à bien cette modélisation, les paramètres caractéristiques des espèces et de leur diète ont dus être renseignés sur la base de recherches bibliographiques.

Dans ce cadre, toutes les espèces n'étant pas renseignées, de nombreux rapprochements ont été réalisés avec des espèces proches et contribuent aux incertitudes (Tableau 23). Le Héron et le Martin pêcheur n'ont pas été retenus pour les calculs de risques en raison d'un problème technique. En effet, un arrêt de la modélisation apparaît lors de leur intégration au modèle conceptuel.

**Tableau 23** : Espèces utilisées en substitution lors de la modélisation

Espèces inventoriées	Espèces pour la modélisation	Rapprochement avec une espèce présentant le même régime alimentaire, recherches bibliographiques
Belette d'Europe	Hermine	X
Lièvre d'Europe	Lièvre d'Amérique	
Lérot	/	X
Bernache nonette	Bernache du Canada	
Chardonneret élégant	/	X
Épervier d'Europe	Épervier brun	
Grèbe castagneux	Galinule poule d'eau	X
Mésange bleue	Mésange à longue queue	X
Mouette rieuse	Goéland argenté	X

Les concentrations d'exposition aux agents de stress du sol pour la flore vasculaire et les invertébrés du sol correspondent aux teneurs maximales mesurées dans les sols des différents secteurs du site B. Les concentrations d'exposition pour les autres entités cibles du site B dépendent de leur régime alimentaire, de la teneur en contaminants présents dans la ressource consommée et de leur taux d'ingestion. Pour ces entités, des doses d'exposition journalières par ingestion de nourriture contaminée des entités-cibles du site B, exposées aux agents de stress du sol, des eaux de surface et du sédiment ont été calculés.

#### III.2.3.2.2. Analyse des effets

Lors de l'analyse des effets, une analyse bibliographique des effets de chaque agent de stress sur les entités cibles est menée afin de lister les effets attendus et de conduire une analyse approfondie des résultats. Les éléments recueillis ont été utilisés et intégrés pour définir les valeurs toxicologiques de référence et pour l'interprétation des résultats et des indices de risque obtenus. L'ensemble des valeurs retenues est utilisé afin de déterminer le quotient de risque. Pour déterminer les VTR des organismes en contact direct avec le sol (végétaux, champignons, invertébrés), un choix se présente entre l'utilisation des Eco-SSL (SSL pour soil screening values) et les PNEC pour les ETM et les HAP. Notre choix s'est porté sur les Eco-SSL car elles distinguent des valeurs pour les végétaux et les invertébrés du sol alors que la PNEC est une PNEC sol. Pour les autres substances (BTEX et haloformes), nous avons retenu les PNEC sol. Pour déterminer les VTR des organismes du compartiment « eaux de surface » et du compartiment « sédiments d'eau douce » en contact direct (algues,

macrophytes, invertébrés pélagiques) avec les agents de stress retenus, ce sont les PNEC établies par l'INERIS qui ont été utilisées.

**Tableau 24** : Valeurs toxicologiques de référence des agents de stress du compartiment « sol » et « eaux de surface » et « sédiment » du site B

**a- Valeurs toxicologiques de référence pour les végétaux et les invertébrés du site B**

Substance	Valeur toxicologique de référence	
<b>ETM</b>		
<b>Plomb</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	120
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	1700
	PNEC sédiments (mg/kg SS)	6,8
<b>Zinc</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	160
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	120
	PNEC Eau douce (µg/L)	8,6
<b>Cadmium</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	32
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	142
	PNEC sédiments (mg/kg SS)	2,3
<b>Chrome</b>	PNEC Eau douce (µg/L)	CrVI = 4,1 / Cr III = 4,7
<b>Cuivre</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	70
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	80
	PNEC sédiments (mg/kg SS)	0,8
<b>Nickel</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	38
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	280
<b>Arsenic</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	18
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	NR
	PNEC Eau douce (µg/L)	4,4
<b>Mercuré</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,027
	PNEC sédiments (mg/kg SS)	9,3
<b>HAP</b>		
<b>Anthracène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,03
<b>Acénaphène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	3,5
<b>Benzo(k)fluoranthène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	715,5
<b>Naphtalène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,3
	PNEC chronique (µg/L)	2,4
<b>Phénanthrène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,75
<b>Benzo(a)pyrène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,32
<b>Fluorène</b>	PNEC sol (µg/kg SS)	0,08
<b>Pyrène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,1
	PNEC Eau douce (µg/L)	0,01
<b>HAP LMW</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	NR
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	29
<b>HAP HMW</b>	Eco-SSL (mg/kg SS) - végétaux	NR
	Eco-SSL (mg/kg SS) - invertébrés du sol	18
<b>BTEX</b>		
<b>Benzène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,226
<b>Ethylbnezène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,108

<b>Toluène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,339
<b>m-Xylènes</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,154
<b>p-Xylènes</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,168
<b>o-Xylènes</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,048
<b>Haloformes et apparentés</b>		
<b>Tétrachloroéthylène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,011
<b>Trichloréthylène</b>	PNEC sol (mg/kg SS)	0,275
	PNEC Eau douce (µg/L)	115
<b>1,1,1, trichloroéthane</b>	PNEC Eau douce (µg/L)	26

**b - Valeurs toxicologiques de référence des agents de stress au sein de la chaîne alimentaire pour les oiseaux et les mammifères du site B**

Type de valeur	Type de valeur	Mammifères ingestion (sol et aliment)	Avifaune ingestion (sol et aliment)	Type de valeur	Mammifères ingestion d'eau	Avifaune ingestion d'eau
Acénaphthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	3,7	3,7
Anthracène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,063	0,063
Arsenic	TRV (g dw/kg bw/d)	1,04	2,24	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	4,4	4,4
Benzène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,226	0,226	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	80	80
Benzo(a)anthracène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	/	/
Benzo(a)pyrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,05	0,05
Benzo(a)fluoranthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	2,7.10-8	2,7.10-8
Cadmium	TRV (g dw/kg bw/d)	0,77	1,47	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,21	0,21
Chrome total	TRV (g dw/kg bw/d)	2,40	2,66	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	4,7	4,7
Chrysène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	/	/
Cobalt	TRV (g dw/kg bw/d)	7,33	7,61	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,5	0,5
Cuivre	TRV (g dw/kg bw/d)	5,6	4,05	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	1,6	1,6
Fluoranthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,00012	0,00012
Fluorène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,077	0,077	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,00025	0,00025
Manganèse	TRV (g dw/kg bw/d)	51,5	179	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	15	15
Mercure	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	4,7.10-8	4,7.10-8
m-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,482	0,482	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	47	47
Naphthalène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	12	12
Nickel	TRV (g dw/kg bw/d)	1,70	6,71	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,5	0,5
o-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,0482	0,0482	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	10	10
Phénanthrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,00134	0,00134
Plomb	TRV (g dw/kg bw/d)	4,7	1,63	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	5	5
p-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,168	0,168	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	26	26
Pyrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	2,5.10-8	2,5.10-8
Tétrachloroéthylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,113	0,113	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	51	51
Tétrachlorure de carbone	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	/	/
Toluène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,34	0,34	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	0,074	0,074
Trichloroéthylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,275	0,275	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	115	115
zinc	TRV (g dw/kg bw/d)	75,4	66,1	PNEC <sub>eau</sub> (µg/L)	7,8	7,8

**Légende :** Eco-SSL = Ecological soil screening values ; VTR = valeur toxicologique de référence ; SS = sol sec ; NC = non concerné ; NR = non renseigné ; LMW : Low molecular weight ; HMW : High molecular weight

### III.2.3.3. Caractérisation du risque

Les paragraphes suivants présentent les quotients de risque calculés pour les entités cibles du site B.

### III.2.3.3.1. Risque pour les végétaux et les invertébrés

Pour les végétaux et invertébrés, le quotient de risque est calculé par le ratio entre la concentration maximale dans les sols de surface de chacune des zones du site B et la VTR. Ces indices de risque prennent en compte les groupes biologiques mais pas les espèces car les valeurs de référence disponibles ne sont valables que pour les groupes biologiques. Le tableau 25 résume les indices de risque des végétaux terrestres et les invertébrés du sol du site B.

**Tableau 25.** Indices de risque (IR) des végétaux terrestres et des invertébrés du sol du site B pour les contaminants retenus lors de l'éré

Paramètres	IR flore terrestre	IR invertébrés terrestres
Arsenic	2,11	NC
Cadmium	0,44	0,09
Cuivre	1,86	1,62
Mercure	259,26	259,25
Nickel	4,47	0,60
Plomb	18,33	1294,10
Zinc	10,00	13,33
Benzo(k)fluoranthène	0,03	0,65
Fluorène	NC	0,33
Benzo(a)pyrène	NC	1,65
Acénaphène	2,34	0,28
Anthracène	633,33	0,65
Naphtalène	206,66	2,13
Phénanthrène	125,33	3,24
Pyrène	920,00	3,17
Benzène	1,33	1,32
Toluène	2,65	2,65
Ethylbenzène	1,85	1,85
Méta et para xylènes	16,23	16,23
Ortho xylènes	8,29	8,29
1,1,1, trichloroéthane	NC	NC
Trichloroéthylène	80,00	80,00

Les contaminants engendrant un risque pour la flore terrestre sont les suivants : arsenic, cuivre, manganèse, mercure, nickel, plomb, zinc, benzène, toluène, xylènes, trichloréthylène, tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Ces indices de risque s'échelonnent de 1,3 pour le benzène à 920 pour le pyrène.

Chez les invertébrés du sol, les éléments présentant un indice de risque supérieur à 1 sont présentés dans le tableau ci-dessus. Les indices de risque sont compris ici entre 1,32 pour le benzène et 1294,11 pour le plomb. Les contaminants engendrant un risque sont les mêmes chez les végétaux et les invertébrés du sol, sauf pour l'arsenic, le nickel, l'acénaphène,

l'anthracène, qui sont présents uniquement chez les végétaux, et pour le benzo(a)pyrène, qui n'entraîne un indice de risque supérieur à 1 que pour les invertébrés.

En raison de l'absence de VTR pour le 1,1,1 trichloroéthane, aucun indice de risque n'a pu être calculé. Lors de l'utilisation de PNEC sol comme valeur de référence, les indices de risques pour la flore et les invertébrés sont identiques, c'est le cas du mercure, du benzène, de l'éthylbenzène, de l'ensemble des xylènes et du trichloroéthylène.

**Tableau 26.** Indices de risque (IR) des végétaux aquatiques et des invertébrés aquatiques du site B pour les contaminants retenus lors de l'ÉRÉ

IR EAU	IR flore et les invertébrés aquatiques
Arsenic	1181,81
Chrome	4,12
Cuivre	6250
Zinc	4651,16
Naphtalène	1,16
Pyrène	5
Benzo(ghi)pérylène	NC
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	NC
1,1,1, trichloroéthane	0,13
Trichloroéthylène	0,04

Les PNEC utilisées ici sont des PNEC par milieu (PNEC eau) ; c'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous les groupes biologiques vivant dans le milieu concerné. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : l'arsenic, le chrome, le cuivre, le zinc, le naphtalène et le pyrène. Ils s'échelonnent de 1,17 pour le naphtalène à 4651 pour le zinc.

**Tableau 27.** Indices de risque (IR) des végétaux liés au sédiment et des invertébrés benthiques du site B pour les contaminants retenus lors de l'ÉRÉ

IR SEDIMENT	IR flore liée au sédiment et invertébrés benthiques
Cadmium	2,04
Cuivre	465
Plomb	23,67
Zinc	NC
1,1,2 trichloroéthane	NC

Tout comme pour l'eau, les PNEC utilisées ici sont communes à la flore et aux invertébrés benthiques. C'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous ces groupes biologiques. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : le cadmium, le cuivre et le plomb. Ils s'échelonnent de 2,04 pour le cadmium à 23,67 pour le



plomb. Pour le zinc et le 1,1,2 trichloroéthane, aucun IR n'a pu être calculé en raison de l'absence de VTR.

Les contaminants se retrouvant dans l'ensemble des végétaux et invertébrés du site sont : le cuivre, le plomb, le zinc, le trichloréthylène. D'après les indices de risque, la flore terrestre est plus sensible que les invertébrés du sol malgré le contact permanent qu'ont ces derniers avec ce milieu.

Concernant le milieu aquatique et les sédiments, seul le cuivre engendre un risque à la fois pour les organismes en relation avec l'eau et pour ceux en contact avec les sédiments.

### III.2.3.3.2. Risque pour les animaux se nourrissant sur le site B

Les tableaux suivants présentent les indices de risque pour les mammifères et l'avifaune. Pour les mammifères et l'avifaune, les valeurs de référence sont identiques pour les contaminants suivants : le benzène, fluorène, les xylènes, tétrachloréthylène, toluène et trichloroéthylène. Pour les HAP, seule une valeur de référence globale est disponible.

Une distinction entre l'ingestion d'aliments et de sol contaminé et l'ingestion d'eau est faite et deux indices de risque distincts sont calculés.

Sur le site B, les espèces n'encourant pas de risques chez les mammifères sont les suivantes : Lérot, Mulot sylvestre, Hérisson d'Europe, Campagnol roussâtre mâle, le Rat musqué ainsi que les prédateurs qui sont le Renard roux et la Belette.

**Tableau 28** : Risques mis en évidence pour les mammifères des stations étudiées pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Campagnol agreste</b>	Arsenic	2409,95	<b>Lièvre d'Europe</b>	Arsenic	4,18
	Cadmium	281,17		Cadmium	2,06
	Chrome total	8766,68		Chrome total	8,04
	Cuivre	424,02		Cuivre	3,35
	Fluorène	8,18		Fluorène	14,26
	Nickel	50427,74		Nickel	10,73
	Plomb	29637,28		Plomb	53,04
	Trichloroéthylène	5,22		p-xylène	1,68
Zinc	18098,55	Trichloroéthylène	9,06		
			Zinc	2,40	
<b>Lapin de garenne</b>	Arsenic	3,45	<b>Musaraigne cendrée</b>	Arsenic	6,63
	Chrome total	4,19		Cadmium	46,63
	Cuivre	1,67		Chrome total	1,49
	Fluorène	6,69		Cuivre	13,63
	Nickel	5,54		Plomb	27,47
	Plomb	25,08		zinc	31,54
	Trichloroéthylène	4,24			
	Zinc	1,20			

Le campagnol agreste encourt un risque pour l'ensemble des agents de stress retenus. Les IR vont de 5,22 (trichloroéthylène) à 29637 pour le plomb.

Les IR pour le Lapin de garenne vont de 1,20 (zinc) à 25,08 (plomb). Ils concernent l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb, le trichloroéthylène ainsi que le zinc tout comme pour le Lièvre pour lequel il faut ajouter le cadmium et le p-xylène. Pour le lièvre, les indices se situent de 1,63 (p-xylène) à 53,04 (plomb). Chez la Musaraigne cendrée, les différents contaminants engendrant un risque sont les ETM. Les indices de risques s'échelonnent de 1,49 (chrome total) à 46,63 (cadmium).

Chez l'ensemble des mammifères, les deux contaminants les plus préoccupants par ingestion sont le plomb et le cadmium. Le Campagnol agreste présente des indices de risque très supérieur aux autres mammifères.

Sur le site B, l'avifaune n'encourant pas de risques regroupe les espèces suivantes : Vanneau huppé, Gallinule poule d'eau, Grive musicienne, Accenteur mouchet, Etourneau sansonnet, Faucon crécerelle, Chouette hulotte et Epervier d'Europe. On remarque ainsi que les prédateurs de fin de chaîne ne sont pas touchés. À l'exception de la Mouette rieuse, le plomb est l'agent de stress générant les indices de risques les plus importants pour les espèces cibles. Le plomb entraîne un indice de risque supérieur à 1 pour le Coucou gris, le Pinson des arbres, le Chardonneret élégant et le Rossignol Philomèle. Ces espèces ne présentent aucun autre IR supérieur à 1 à l'exception du Rouge-gorge qui présente également un indice supérieur à un pour le zinc. La Pie bavarde présente également des IR supérieurs à 1 pour le fluorène et le trichloréthylène. Les indices de risque pour cet agent sont compris entre 9 chez le Merle noir et 15 000 chez le Grèbe castagneux. Cette espèce est celle qui sur la base de cette étude est sensible au plus grand nombre d'agents de stress et pour laquelle les indices de risques sont les plus élevés. Un autre oiseau d'eau, le Canard colvert présente des indices de risque conséquents. La Mouette rieuse, se nourrissant sur la décharge, est elle aussi exposée à un grand nombre de substances. Les passereaux, moins inféodés à l'eau superficielle du site ou à la décharge, présentent des indices de risque plus petits et pour un nombre d'agents de stress plus restreint, de nature généralement inorganique à l'exception du trichloréthylène, du xylène et du fluorène.

**Tableau 29** : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Canard colvert</b>	Arsenic	3,17	<b>Bernache nonette</b>	Arsenic	1,46
	Cadmium	8,22		Chrome total	5,46
	Chrome total	9,03		Cuivre	3,48
	Cuivre	10,68		Fluorène	10,73
	Fluorène	17,10		Nickel	2,04
	Nickel	3,36		Plomb	115,20
	o-xylène	1,12		p-xylène	1,27
	Plomb	205		Trichloroéthylène	6,82
	p-xylène	2,02		zinc	2,12
	Trichloroéthylène	10,86			
	zinc	13,49			
<b>Faisan de Colchide</b>	Arsenic	1,14	<b>Pigeon ramier mâle</b>	Chrome total	1,54
	Chrome total	4,02		Cuivre	1,93
	Cuivre	3,17		Fluorène	2,58
	Fluorène	7,78		Plomb	28,66
	Nickel	1,55		Trichloroéthylène	1,64
	Plomb	84,07			
	Trichloroéthylène	4,94			
<b>Grèbe castagneux</b>	Arsenic	25,78	<b>Pie bavarde</b>	Fluorène	1,61
	Benzène	2,69		Plomb	19,09
	Cadmium	38,60		Trichloroéthylène	1,02
	Chrome total	291,18	<b>Pinson des arbres</b>	Plomb	1,18
	Cobalt	8,78	<b>Chardonneret élégant</b>	Plomb	4,26
	Cuivre	240,00	<b>Rougegorge familial</b>	Plomb	5,82
	Fluorène	892,75		zinc	1,09
	Manganèse	17,82	<b>Rossignol philomèle</b>	Plomb	5,32
	m-xylène	44,63	<b>Mésange à longue queue et Mésange bleue</b>	Cadmium	1,62
	Nickel	229,33		Cuivre	1,24
	o-xylène	84,013		Plomb	5,40
	Plomb	15030,08		zinc	2,38
	p-xylène	173,24	<b>Troglodyte mignon</b>	Cadmium	2,46
	Tétrachloroéthylène	89,59		Cuivre	1,98
	Toluène	32,16		Plomb	12,26
	Trichloroéthylène	1133,81		zinc	3,65
	zinc	355,35			
<b>Mouette rieuse mâle</b>	Arsenic	1,90	<b>Merle noir mâle</b>	Cadmium	1,48
	Benzène	21,93		Cuivre	1,24
	Cadmium	5,37		Plomb	9,00
	Chrome total	3,50		zinc	2,21
	Cobalt	3,28			
	Cuivre	5,23			
	Fluorène	2,31			
	m-xylène	5,21			
	Nickel	1,14			
	o-xylène	51,48			
	Plomb	35,26			
	p-xylène	14,94			
	Tétrachloroéthylène	4,48			
	Toluène	7,31			
	Trichloroéthylène	2,86			
zinc	7,20				

### III.2.3.3.3. Risque pour les animaux du site B par ingestion d'eau contaminée

Les tableaux 30 et 31 présentent les IR calculés pour l'ingestion d'eau pour les mammifères et l'avifaune, respectivement.

Pour l'ingestion d'eau, les espèces de mammifères n'encourant pas de risques sont les suivantes : Campagnol roussâtre, Rat musqué, Musaraigne cendrée, Mulot sylvestre, Renard roux et Belette.

**Tableau 30** : Risques mis en évidence pour les mammifères pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Campagnol agreste</b>	Arsenic	3,47	<b>Lapin de garenne</b>	Arsenic	2,59
	Benzène	66,19		Benzène	49,38
	Cadmium	2,04		Cadmium	1,52
	Chrome total	7,87		Chrome total	5,87
	Cobalt	9,83		Cuivre	5,51
	Cuivre	7,39		Fluorène	1,45
	Fluorène	1,94		Manganèse	1,27
	Manganèse	1,70		m-xylène	11,58
	m-xylène	15,52		Nickel	1,66
	Nickel	2,23		o-xylène	115,78
	o-xylène	155,18		Plomb	6,85
	Plomb	9,18		p-xylène	33,22
	p-xylène	44,52		Tétrachloroéthylène	9,88
	Tétrachloroéthylène	13,24		Toluène	16,41
	Toluène	21,10		Trichloroéthylène	18,67
Trichloroéthylène	25,02				
<b>Lièvre d'Europe</b>	Arsenic	1,23	<b>Hérisson d'Europe</b>	Anthracène	1,16
	Benzène	23,48	<b>Lérot</b>	Benzène	1,07
	Chrome total	2,79		o-xylène	2,52
	Cobalt	3,49			
	Cuivre	2,62			
	o-xylène	55,04			
	Plomb	3,26			
	p-xylène	15,79			
	Tétrachloroéthylène	4,70			
	Toluène	7,80			
	Trichloroéthylène	8,88			

Le Campagnol agreste présente des indices de risque supérieurs à 1 pour l'arsenic, le benzène, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le fluorène, le manganèse, le m-xylène, le nickel, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloroéthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Ces indices s'échelonnent de 1,70 (manganèse) à 155,18 (o-xylène).

De nombreux contaminants engendrent tous un IR supérieur à 1 pour le Lapin de garenne. Les IR vont de 1,27 (manganèse) à 115,78 (o-xylène). Le Lièvre présente quant à lui des IR supérieurs pour l'arsenic, le benzène, le chrome, le cobalt, le cuivre, le o-xylène, le plomb, le

p-xylène, le tétrachloroéthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Ses IR vont de 1,23 pour l'arsenic à 55,04 pour le o-xylène.

A *contrario*, le Hérisson et le Lérot semblent être des espèces peu sensibles car ils ne présentent respectivement des IR supérieurs à 1 qu'avec l'anthracène pour le premier puis le benzène et l'o-xylène pour le second.

Concernant l'ingestion d'eau, le o-xylène semble être le contaminant engendrant les indices de risque les plus élevés chez l'ensemble des mammifères.

**Tableau 31** : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Bernache nonette</b>	Benzo(a)fluoranthène	212976	<b>Faisan de Colchide</b>	Anthracène	1,16
	Cadmium	5,48		Benzo(a) fluoranthène	270934
	Chrome total	1,71		Cadmium	6,97
	Cobalt	57,50		Chrome total	2,18
	Cuivre	7,19		Chrysène	
	Fluoranthène	239,60		Cobalt	73,15
	Fluorène	230,02		Cuivre	9,14
	Manganèse	7,78		Fluoranthène	304,80
	Mercuré	6117413		Fluorène	292,61
	Nickel	11,50		Manganèse	9,90
	Phénantrène	120,16		Mercuré	7782164
	Pyrène	1150073		Nickel	14,63
	Toluène	38,85		Phénantrène	152,86
	zinc	2,21		Plomb	1,46
			Pyrène	1463047	
			Toluène	49,43	
<b>Canard colvert mâle</b>	Anthracène	1,16	<b>Coucou gris</b>	Benzo(a)fluoranthène	3222,45
	Benzo(a) fluoranthène	270643		Fluoranthène	3,63
	Cadmium	6,96		Fluorène	3,48
	Chrome total	2,18		Mercuré	92559,86
	Cobalt	73,04	Phénantrène	1,82	
	Cuivre	9,13	Pyrène	17401	
	Fluoranthène	304,47	<b>Vanneau huppé</b>	Benzo(a) fluoranthène	3289,19
	Fluorène	292,30		Fluoranthène	3,70
	Manganèse	9,89		Fluorène	3,55
	Mercuré	7773794		Mercuré	94476
	Nickel	14,62		Phénantrène	1,86
	Phénantrène	152,691		Pyrène	17761
	Plomb	1,46		<b>Gallinule poule d'eau</b>	Benzo(a) fluoranthène
	Pyrène	1461473	Fluoranthène		2,90
Toluène	49,37	Fluorène	2,78		
zinc	2,81	Mercuré	73988		
zinc	2,81	Phénantrène	1,45		
			Pyrène	13909	
<b>Grèbe castagneux</b>			<b>Grive musicienne</b>	Benzo(a) fluoranthène	3676
	Anthracène	1,63		Fluoranthène	4,14
	Arsenic	1,81		Fluorène	3,97
	Benzo(a) fluoranthène	1317072		Mercuré	105606
	Cadmium	38,69		Phénantrène	2,07
	Chrome total	13,61	Pyrène	19854	
	Cobalt	558,06	<b>Pie bavarde</b>	Benzo(a) fluoranthène	23149
Cuivre	76,09	Cobalt		6,25	

	Fluoranthène	2747,04		Fluoranthène	26,04	
	Fluorène	2839,61		Fluorène	25,00	
	Manganèse	102,92		Mercure	664927	
	Mercure	86290417		Nickel	1,25	
	Naphatalène	10,64		Phéнантрène	13,06	
	Nickel	192,59		Pyrène	125006	
	o-xylène	5,07		Toluène	4,22	
	Phéнантрène	2223		<b>Épervier d'Europe</b>	Benzo(a) fluoranthène	3851
	Plomb	22,30			Cobalt	1,04
	p-xylène	2,24			Fluoranthène	4,33
	Pyrène	24 320 732			Fluorène	4,16
	Toluène	924,24			Mercure	110638
	zinc	56,50			Phéнантрène	2,17
					Pyrène	20800
<b>Merle noir</b>	Benzo(a) fluoranthène	3744,73	<b>Pinson des arbres</b>	Benzo(a) fluoranthène	5034,04	
	Cobalt	1,01		Cobalt	1,36	
	Fluoranthène	4,21		Fluoranthène	5,66	
	Fluorène	4,04		Fluorène	5,44	
	Mercure	107561		Mercure	144594	
	Phéнантрène	2,11		Phéнантрène	2,84	
	Pyrène	20221		Pyrène	27183	
<b>Chardonneret élégant</b>	Benzo(a) fluoranthène	6024	<b>Rouge-gorge familier</b>	Benzo(a) fluoranthène	5143	
	Cobalt	1,63		Cobalt	1,39	
	Fluoranthène	6,78		Fluoranthène	5,79	
	Fluorène	6,51		Fluorène	5,56	
	Mercure	173035		Mercure	147731	
	Phéнантрène	3,40		Phéнантрène	2,90	
	Pyrène	32530		Pyrène	27773	
	Toluène	1,10				
<b>Rosignol philomèle</b>	Benzo(a) fluoranthène	4840	<b>Mésange à longue queue et Mésange bleue</b>	Benzo(a) fluoranthène	4851	
	Cobalt	1,31		Cobalt	1,31	
	Fluoranthène	5,45		Fluoranthène	5,46	
	Fluorène	5,23		Fluorène	5,24	
	Mercure	139030		Mercure	139353	
	Phéнантрène	2,73		Phéнантрène	2,74	
	Pyrène	26137		Pyrène	26198	
<b>Accenteur mouchet</b>	Benzo(a) fluoranthène	1930	<b>Pigeon ramier</b>	Anthracène	1,72	
	Fluoranthène	2,17		Arsenic	1,28	
	Fluorène	2,09		Benzo(a) fluoranthène	401311	
	Mercure	55461		Cadmium	10,32	
	Phéнантрène	1,09		Chrome total	3,23	
	Pyrène	10426		Cobalt	108,35	
<b>Troglodyte mignon</b>	Benzo(a) fluoranthène	6236		Cuivre	13,54	
	Cobalt	1,68		Fluoranthène	451,48	
	Fluoranthène	7,02		Fluorène	433,42	
	Fluorène	6,74		Manganèse	14,66	
	Mercure	17913		Mercure	11 527 039	
	Phéнантрène	3,52		Naphatalène	1,26	
	Pyrène	33677		Nickel	21,67	
	Toluène	1,14		Phéнантрène	226,41	
<b>Mouette rieuse</b>	Anthracène	1,11	Plomb	2,17		
	Benzo(a)fluoranthène	259403	Pyrène	2167083		
	Cadmium	6,67	Toluène	73,21		
	Chrome total	2,09	zinc	4,17		
	Cobalt	70,04	<b>Étourneau sansonnet</b>	Benzo(a) fluoranthène	359,10	
	Cuivre	8,76		Mercure	10340	
	Fluoranthène	291,83		Pyrène	1943	
	Fluorène	280,16	<b>Chouette hulotte</b>	Benzo(a) fluoranthène	10370	

	Manganèse	9,48		Cobalt	2,80
	Mercur	7450954		Fluoranthène	11,67
	Nickel	14,01		Fluorène	11,20
	Phénanthrène	146,35		Mercur	297872
	Plomb	1,40		Phénanthrène	5,85
	Pyrène	1400779		Pyrène	56000
	Toluène	47,32		Toluène	1,89
	zinc	2,69			
<b>Faucon crécerelle</b>	Benzo(a) fluoranthène	10370			
	Cobalt	2,80			
	Fluoranthène	11,67			
	Fluorène	11,20			
	Mercur	297872			
	Phénanthrène	5,85			
	Pyrène	56000			
	Toluène	1,89			

Concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque. Les agents de stress consuisant aux indices de risque les plus importants sont le benzo(a)fluoranthène, le mercure et le pyrène. La Mouette rieuse encourt des risques pour 15 contaminants différents dont l'anthracène (1,11, indice le plus bas) et le mercure (7450954, indice le plus haut). Cette espèce présente aussi des indices de risque élevés pour le pyrène et le benzo(a)fluoranthène, comme d'ailleurs pour l'ensemble des contaminants.

Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, le Faucon et la Chouette sont impactés par le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénanthrène, le pyrène et le toluène. Ces deux espèces présentent les mêmes indices de risque, le plus faible est de 1,89 pour le toluène et le plus important s'élève à 297872,34 pour le mercure. L'épervier encourt des risques avec 7 contaminants qui sont le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénanthrène et le pyrène. Les IR s'échelonnent de 1,04 (cobalt) à 110638,30 (mercure).

En général, concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque pour 14 à 16 contaminants en moyenne. La mouette rieuse est l'espèce la plus sensible car elle présente non seulement des IR supérieurs à 1 pour 15 contaminants différents mais également des indices plus élevés pour l'ensemble des contaminants. Cette différence peut s'expliquer par son régime alimentaire varié, qui inclut également les déchets contaminés pouvant être présents sur le site. Concernant les oiseaux de fin de chaîne

alimentaire, ils sont principalement touchés par le mercure et le pyrène, qui sont les contaminants les plus impactants pour l'ensemble des espèces aviaires.

#### **III.2.3.4. Conclusions de l'éRé du site B**

Au cours de cette étude, des IR supérieurs à 1 ont été mis en évidence pour les différents récepteurs présents sur le site.

Pour les végétaux, des risques ont été démontrés avec de nombreux contaminants dont principalement le mercure, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Des indices de risque importants ont également été déterminés pour le plomb, les xylènes ainsi que pour l'arsenic, le cuivre, le manganèse, le nickel, le zinc, le benzène et le toluène.

Les indices de risque les plus importants mis en évidence chez les invertébrés concernent le plomb, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène ainsi que le tétrachlorure de carbone. Le zinc, les xylènes, le cuivre, le benzo(a)fluoranthène, le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène, le naphthalène, le phénanthrène, le pyrène, le benzène et le toluène engendrent également un risque pour les entités présentes sur le site.

Les mammifères encourent également un risque principalement avec le plomb et le cadmium qui présentent les indices de risque les plus importants, mais également avec le chrome, le trichloroéthylène, le fluorène, le zinc, l'arsenic, le cuivre et le nickel. Dans ce groupe biologique, les espèces les moins sensibles semblent être les espèces omnivores. En effet, le Hérisson, omnivore, ne présente pas de risque, contrairement à la Musaraigne cendrée (invertivores). Ceci peut s'expliquer, malgré la forte proportion d'invertébrés dans son régime alimentaire, par son taux d'ingestion calculé différemment sur la base d'un mammifère placentaire et non pas sur celle d'un rongeur.

L'ensemble des entités herbivores est touché. La plus sensible est le Campagnol agreste qui présente des indices de risque très élevés pour l'arsenic, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc. Cette sensibilité accrue aux contaminants peut s'expliquer par sa consommation de racines où les contaminants cités précédemment se concentrent et par un taux d'ingestion important vis-à-vis de son poids.

Le plomb initialement présent dans la flore et chez les invertébrés se retrouve chez les mammifères de tout régime alimentaire (omnivore, herbivore).



Quant à l'avifaune, elle encourt, elle aussi, un risque principalement avec le plomb. Des indices de risque importants sont également à prendre en compte pour le xylène, principalement chez la Mouette en raison de son régime alimentaire constitué de déchets, et chez le Grèbe castagneux. Ce dernier est l'oiseau le plus sensible du site, il présente le plus grand nombre d'IR supérieurs à un ainsi que le plus fort IR pour le plomb. Chez les oiseaux d'eau, le Canard et le Grèbe présentent un risque pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Cependant, on peut noter que la Poule d'eau n'encourt pas de risque avec ces contaminants. Ceci peut s'expliquer par l'écart de poids entre la Poule d'eau et le Grèbe qui n'ont que cette donnée de différente (régime alimentaire identique).

Concernant les passereaux, le Pinson des arbres et le Rossignol philomèle semblent être les espèces les moins sensibles et ne présentent un IR supérieur à 1 que pour le plomb.

On peut noter que les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) ne présentent pas de risques par rapport aux éléments concernés malgré une accumulation de la contamination dans la chaîne alimentaire attendue. Ceci ne peut être entièrement expliqué par la pondération de la DJE par l'aire de répartition qui prend en compte l'ensemble de la zone de nourrissage de l'entité et non pas uniquement le site étudié. En effet, les indices de risque calculés sans pondération de la DJE sont un peu plus élevés. Il peut être possible également que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

Les incertitudes pouvant être relevées sont de plusieurs types. Tout d'abord, aucun indice de risque n'a pu être calculé pour la fonge pour les raisons explicitées ci-dessus ; il est donc impossible de conclure pour ces récepteurs. De même, aucun IR n'a été calculé pour les batraciens bien qu'ils représentent un maillon important de la chaîne alimentaire.

Le milieu aquatique a constitué un facteur limitant en raison d'un manque de caractérisation de l'écosystème et de problèmes de modélisation. Les IR liés au milieu aquatique sont très élevés. Ceci peut s'expliquer par une influence plus importante dans l'exposition de l'eau que des aliments contaminés mais également par des VTR plus exigeantes. En effet, un doute a déjà été mis en évidence pour le mercure avec les végétaux, la toxicité dépendant de la spéciation de l'élément, une surestimation du risque peut être possible.

Concernant les mesures, des incertitudes peuvent apparaître liées à l'échantillonnage, au plan d'échantillonnage ou encore aux tests réalisés.

Sur le calcul de risque en lui-même, plusieurs éléments sont à ne pas négliger :

- la prise en compte de la DJE orale uniquement (la DJE inhalation ne pouvant être calculée en raison de l'absence de PNEC spécifique),
- la non-prise en compte de l'ingestion de sol pour certaines espèces (les données n'étant pas disponibles pour l'ensemble des entités concernées),
- la non-prise en compte de l'ingestion d'eau (pas de données disponibles),
- la seule prise en compte du régime alimentaire principal dont les informations pouvaient parfois être lacunaires suivant les espèces,
- la modélisation des concentrations retrouvées dans les différents aliments,
- la modélisation des diètes des entités et des relations trophiques.

Cependant, les incertitudes liées à la consommation de ressources contaminées et au profil d'exposition ont été limitées en partie grâce à la pondération de la DJE par l'aire de répartition de l'espèce.

Au regard des incertitudes, les indices de risques ainsi calculés souffrent d'une fiabilité assez faible. Il semble qu'il ne puisse être utilisé en valeur absolue. Néanmoins, ils permettent une identification des cibles et des agents de stress et une hiérarchisation du risque.

Pour aller plus loin, des espèces présentent des indices de risque proche de 1 et d'autres des IR supérieurs à 1000. Ainsi, même si le manque de fiabilité ne permet pas de s'attacher à la valeur brute, ces IR d'ampleur différente traduisent, sans doute, une significativité du risque différente car ils représentent par définition une probabilité plus forte d'apparition des effets néfastes.

La contamination entraîne donc un risque résiduel pour les entités écologiques présentes pour les contaminants suivants : anthracène, benzo(a) fluoranthène, cadmium, chrome total, chrysène, fluoranthène, fluorène, manganèse, mercure, phénantrène, pyrène, arsenic, Benzène, cadmium, cobalt, cuivre, m-xylène, nickel, o-xylène, plomb, p-xylène, tétrachloroéthylène, toluène, trichloroéthylène, zinc. Les ETM sont principalement issus de la zone de stockage de solvants chlorés, de colorants, de blanchiment et de teinturerie. Les

BTEX et HAP sont principalement localisés au niveau de la chaufferie, du stockage d'essence, de gasoil, de fuel. Les HAP sont également retrouvés sur la zone de teinturerie, de blanchiment et de stockage de white-spirit.

Lors de cette étude, des risques ont bel et bien été démontrés sur l'ensemble du site et principalement au niveau de la décharge et du lagunage où les concentrations maximales ont été relevées. L'ensemble des compartiments biocénotiques est touché concernant l'ingestion d'eau. Pour l'ingestion de sol et d'aliments contaminés, tous sont touchés à l'exception des maillons de fin de chaîne alimentaire.

Certaines recommandations peuvent être proposées. Tout d'abord la décharge pourrait être vidée puis aménagée afin d'empêcher certaines espèces d'oiseaux de se nourrir de son contenu (Mouette notamment) et afin de s'assurer de l'étanchéité entre le sol et la décharge. La contamination des eaux pourrait être réduite en curant les sédiments. Enfin, pour l'eau, la zone de lagunage présente le plus de risques. Sa mise à sec et son nettoyage peuvent s'avérer nécessaires. En vue de l'aménagement du site en parc, il pourrait être judicieux, sur la zone de décharge ainsi qu'au niveau du lagunage, de limiter le contact entre les usagers et le sol par l'aménagement de zones spécifiques.

#### **III.2.4. RESULTATS DU SITE C**

L'évaluation des risques écologiques du site C a pour objectif d'évaluer le risque que représente la contamination des eaux et des sédiments de la Moselle engendré par un rejet d'eaux contaminées sur la biocénose aquatique et semi-aquatique (correspond dans notre contexte aux espèces terrestres vivant en relation étroite avec le milieu aquatique, ex. : oiseaux dont le nid se situe au niveau des berges et/ou se nourrissant de ressources aquatiques).

##### **III.2.4.1. La formulation d problème**

Cette première étape permet d'identifier les entités cibles de l'éRé, de générer et d'évaluer les premières hypothèses relatives aux effets causés ou susceptibles d'être causés par l'activité humaine et de les consigner dans un modèle conceptuel.

À partir des données disponibles sur la source, ses agents de stress, les effets, l'écosystème et ses entités cibles, la formulation du problème produit trois types de résultats :

- (1) les critères d'effets de l'évaluation ;
- (2) le modèle conceptuel ;
- (3) et un plan d'analyse.

#### III.2.4.1.1. Les entités cibles de l'ÉRÉ

Afin de définir les entités cibles de l'ÉRÉ du site C, nous avons distingué deux principaux groupes d'entités cibles : les entités vivant dans le milieu aquatique (macrophytes, algues, invertébrés aquatiques et benthiques, piscifaune) et les entités utilisant le site C comme lieu de nourrissage (avifaune et mammifères) en raison d'au moins un des critères suivants :

- contact direct et permanent avec les eaux et sédiments contaminés, en particulier les algues, les macrophytes et les invertébrés aquatiques et benthiques
- utilisation du milieu aquatique comme lieu de refuge et/ou de reproduction (contact direct mais intermittent avec le sol contaminé) en particulier pour la batrachofaune ;
- ingestion de ressources potentiellement contaminées. Les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, appelés prédateurs dans la suite du document, sont également concernés.

Pour affiner le choix des entités écologiques retenues pour l'ÉRÉ, la susceptibilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion ont été considérées. Au final, les entités pour lesquelles un calcul de risque (sous forme de ratio de risque) sera réalisé sont :

##### *Pour les espèces vivant dans le milieu aquatique*

- Les macrophytes qui, en tant que producteurs primaires, sont un maillon clé de la chaîne alimentaire. Elles constituent également un lieu de refuge et de reproduction pour de nombreux animaux aquatiques.
- Les algues (en distinguant les algues pélagiques et benthiques en raison de milieux et de concentrations d'exposition différents) qui, en tant que producteurs primaires, sont également à un maillon clé de la chaîne alimentaire. De surcroît, les diatomées, algues microscopiques, jouent un rôle important dans l'équilibre de la chaîne alimentaire

puisque qu'elles constituent une source de nourriture indispensable aux invertébrés benthiques.

- Les invertébrés aquatiques (pélagiques et benthiques). Au niveau du benthos, des communautés benthiques abondantes et diversifiées sont nécessaires pour la santé de l'écosystème, notamment pour le maintien de la chaîne alimentaire. Les espèces benthiques sont, par ailleurs, sensibles à une large gamme de contaminants. Certains ordres présentent une sensibilité particulière, notamment les Amphipodes qui sont parmi les premières espèces à disparaître d'une aire contaminée (Lamberson *et al.*, 1992). Par ailleurs, il s'agit d'une communauté très étudiée et de nombreuses données écotoxicologiques sont disponibles.

Parmi ces entités figurent en toute logique la piscifaune car c'est un élément de la chaîne alimentaire au sein de laquelle elle représente plusieurs maillons, du consommateur primaire au consommateur tertiaire (carnassier). De ce fait, parmi les espèces présentes sur le site, celles présentant un régime alimentaire de type herbivore, invertivore et carnivore peuvent être considérées comme des cibles spécifiques de l'évaluation. À l'échelle du site C, quatre espèces représentant deux familles (les Cyprinidés et les Centrarchidés selon les données de l'ONEMA) sont présentes dans le secteur d'études : *Leuciscus cephalus*, *Lepomis gibbosus*, *Rutilus rutilus* et *Silurus glanis*. Néanmoins, à notre connaissance, il n'existe pas de formules disponibles pour calculer les doses journalières d'exposition des poissons. De ce fait, les risques pour la piscifaune ne pourront pas être exprimés par un quotient de risque. Néanmoins, des tests écotoxicologiques menés sur *Danio rerio* permettront de juger de l'effet des eaux contaminées sur la piscifaune. Dans tous les cas, ce manque d'informations constitue une source d'incertitude de l'évaluation à prendre en compte au moment des conclusions de l'évaluation.

#### *Les entités utilisant le site C comme lieu de nourrissage, de refuge et/ou de reproduction*

- L'avifaune aquatique en particulier les espèces dont le nid est situé sur ou à proximité immédiate de l'eau (berges) et/ou qui se nourrissent de ressources halieutiques (végétation aquatique, invertébrés et poissons). Il s'agit de *Cygnus olor*, *Fulica atra*, *Podiceps cristatus*, *Gallinula chloropus*, *Anas platyrhynchos*, *Alcedo atthis*, *Ardea cinerea* et *Phalacrocorax carbo*.

- Les mammifères, notamment les mammifères dont le nid se situe sur ou à proximité immédiate de l'eau (berges) et/ou se nourrissant de ressources aquatiques (végétation aquatique, invertébrés et poissons). Pour le site C, quatre espèces répondent à ces critères : *Myocastor coypus*, *Neomys fodiens* et *Lutra lutra* et *Ondatra zibethica*.

*NB* : Parmi ces entités figurent en toute logique les amphibiens. Néanmoins, le site C ne constitue pas un habitat propice à l'accueil de ces animaux (pente abrupte, enrochement...) comme cela a été vérifié sur le terrain. En effet, les inventaires écologiques de terrain effectués n'ont pas permis d'établir la présence d'amphibiens au niveau du cours d'eau. Sur la base de ces résultats, les amphibiens ne sont donc finalement pas retenus comme entités cibles de l'ÉRé du site C.

#### *a. Les hypothèses de risque*

Pour l'ÉRé du site C, nous avons identifié quatre principales hypothèses de risque :

Hypothèse de risque n° 1 : Le rejet d'eaux contaminées entraîne la présence de substances toxiques dans l'eau de la rivière. Les biocénoses aquatique et terrestre sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion d'eaux contaminées.

Hypothèse de risque n° 2 : Le rejet d'eaux contaminées entraîne la présence de substances toxiques dans les sédiments de la rivière. Les espèces de la faune et de la flore benthiques sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion de sédiments contaminés.

Hypothèse de risque n° 3 : Les producteurs primaires du milieu aquatique bioconcentrent les substances toxiques rejetées dans la rivière. Les consommateurs primaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite l'ingestion de ressources contaminées.

Hypothèse de risque n° 4 : Les invertébrés du milieu aquatique bioconcentrent les substances toxiques rejetées dans la rivière. Les consommateurs secondaires et tertiaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite à l'accumulation de substances toxiques dans la chaîne trophique.

*b. Le schéma conceptuel*

À partir des hypothèses précédemment décrites, nous avons établi, par le biais du logiciel TERRASYS©, le schéma conceptuel de l'évaluation (Figure 23) qui illustre les relations décrites précédemment.

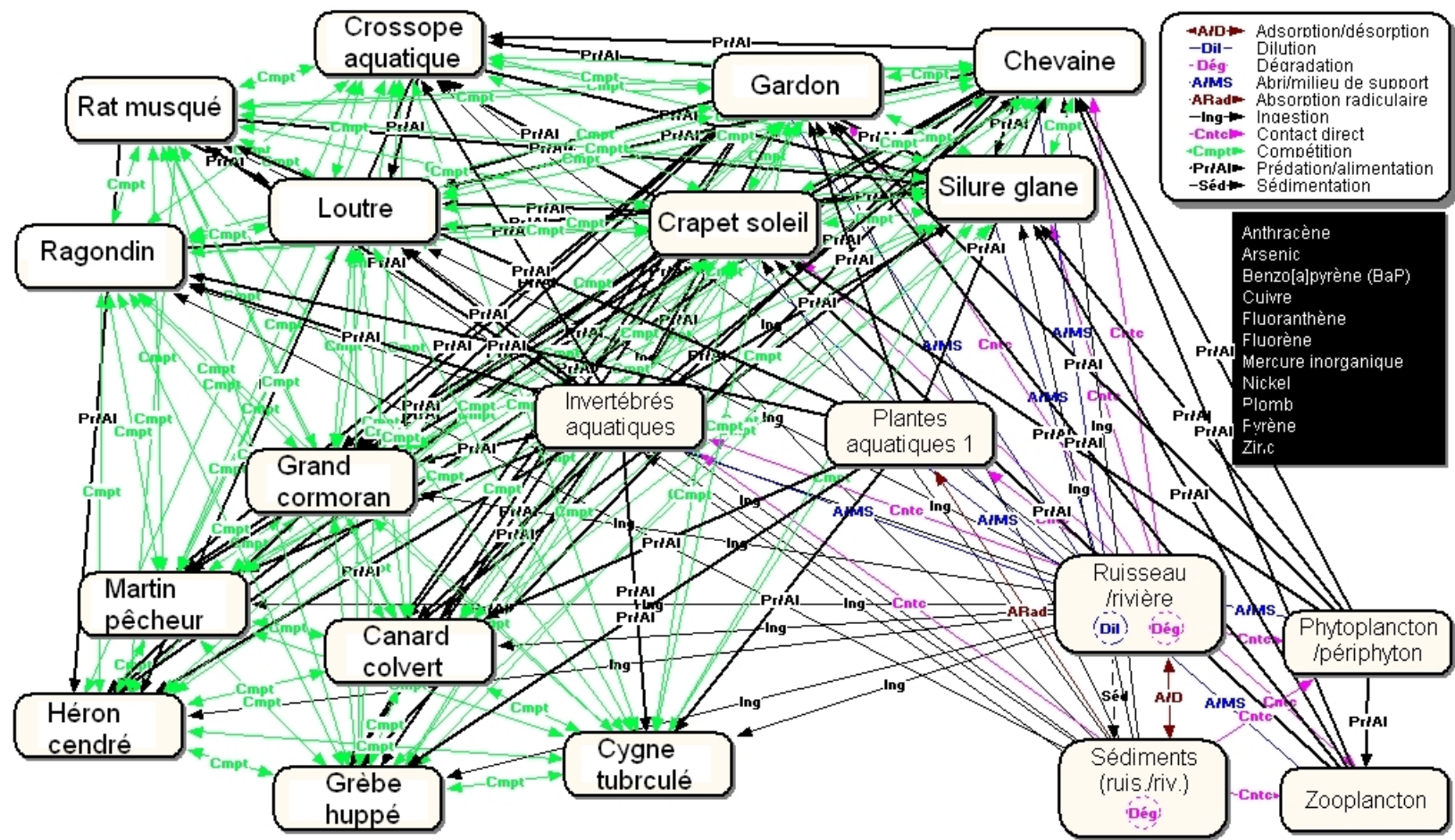


Figure 23 : Schéma conceptuel du site C



### III.2.4.1.2. Analyse de l'exposition et des effets

Afin de déterminer l'influence du rejet d'eaux contaminées sur la biocénose de la rivière, l'exposition et les effets seront analysés en distinguant l'amont et l'aval de la zone de rejet.

#### *a. Caractérisation de l'exposition*

##### a.i. Les agents de stress de l'évaluation

En évaluation des risques, la présence d'une substance, quelle que soit sa concentration, détermine sa prise en compte dans le cadre de l'ÉRÉ. Ainsi, les substances détectées lors des analyses sont des agents de stress potentiels de l'écosystème. Néanmoins, en l'absence de valeur de référence, le risque ne pourra pas être calculé. Dans ce cas, les substances sont incluses dans les incertitudes de l'évaluation. Il en est de même pour les substances dont la teneur se situe en deçà de la limite de quantification. Dans le cadre de l'évaluation, les substances retenues en première approche sont celles dont les teneurs sont supérieures à au moins une valeur de référence (PNEC ou NQE). Les conclusions de l'évaluation permettront de juger de la nécessité de considérer les autres substances. Dans tous les cas, l'ensemble des substances non retenues est considéré comme une source d'incertitudes. Dans le cadre du site C, les substances retenues pour l'ÉRÉ sont l'arsenic, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc pour les ETM et l'anthracène, le fluorène, le fluoranthène, le pyrène et le benzo(a)pyrène pour les HAP.

##### a.ii. Les milieux et voies d'exposition

Les milieux d'exposition sont :

- Les sédiments de la rivière. En effet, les propriétés physico-chimiques des ETM et des HAP ainsi que leur comportement dans le milieu aquatique suggèrent une accumulation préférentielle de ces substances dans les sédiments, ce qui est confirmé par les campagnes de mesures effectuées ;
- la chaîne trophique. En effet, l'étude du métabolisme et de l'accumulation des agents de stress chez les organismes aquatiques révèle une tendance à l'accumulation de plusieurs ETM (ex. : mercure, arsenic) et HAP (ex. : pyrène, fluoranthène) dans la chaîne alimentaire.
- la zone d'eaux libres. En effet, les analyses effectuées sur l'eau ont révélé la présence d'ETM et de HAP parfois à des teneurs susceptibles d'engendrer des effets néfastes pour la biocénose aquatique. De plus, bien que l'eau ne constitue *a priori* pas un milieu

préférentiel d'exposition (les agents de stress identifiés sont, pour la plupart, peu voire non solubles dans l'eau), de nombreuses substances présentent une affinité pour la phase particulière de la colonne d'eau.

Le tableau 32 présente les principales voies d'exposition aux différents compartiments environnementaux retenus comme milieux d'exposition potentiels de l'ÉRÉ (eau, sédiments, chaîne alimentaire) pour chaque entité cible.

**Tableau 32** : Milieux et voies d'exposition préférentielle des entités cible

<b>Entité cible</b>	<b>Milieu d'exposition</b>	<b>Voie d'exposition</b>
Producteurs primaires	Eau	Contact foliaire
	Sédiment	Contact racinaire et absorption de substances dissoutes (eau interstitielle)
Invertébrés aquatiques	Eau	Contact avec sédiments contaminés
	Sédiments	Absorption de substances dissoutes (eau interstitielle) Ingestion de sédiments contaminés
Piscifaune	Eau	Absorption/ingestion de substances dissoutes
	Sédiment	Ingestion de sédiments contaminés
	Chaîne alimentaire	Ingestion de végétation contaminée (non quantifiée)
Mammifères et oiseaux herbivores	Eau	Ingestion d'eaux contaminées
	Sédiment	Ingestion de sédiments contaminés
	Chaîne alimentaire	Ingestion de végétation contaminée
Mammifères et oiseaux omnivores	Eau	Ingestion d'eaux contaminées
	Sédiment	Ingestion de sédiments contaminés
	Chaîne alimentaire	Ingestion de ressources alimentaires contaminées
Mammifères et oiseaux piscivores	Eau	Ingestion d'eaux contaminées
	Chaîne alimentaire	Ingestion de ressources alimentaires contaminées

### a.iii. Quantification de l'exposition

L'exposition orale est considérée comme une bonne estimation de l'exposition totale des organismes (ORNL, 1991). Cette exposition orale considère l'exposition par ingestion d'eau, de sédiments et de nourriture contaminée. Dans le cadre du site C, nous quantifierons l'exposition par ingestion d'eau et de nourriture contaminée. L'ingestion de sédiments n'a pu être quantifiée par défaut de formules mathématiques applicables. Pour quantifier l'exposition des entités cibles du site C, une modélisation a été effectuée afin de déterminer les doses journalières d'exposition à partir des teneurs mesurées dans l'eau et les sédiments de la rivière.

Pour les producteurs primaires (macrophytes et algues) et les invertébrés aquatiques, les concentrations d'exposition correspondent aux concentrations mesurées dans l'eau et les sédiments de la rivière.

Pour l'avifaune et la mammalofaune semi-aquatiques (herbivores, omnivores et piscivores), nous avons considéré l'ingestion de nourriture et d'eau.

En ce qui concerne l'ingestion de nourriture, les doses journalières d'exposition ont été déterminées selon les formules établies par l'ORNL (1991). Les concentrations d'exposition, c'est-à-dire les teneurs en ETM et HAP présentes dans les végétaux, les invertébrés et/ou les poissons, ont été estimées à partir de modèles mathématiques (Sanexen, 2002). Celles-ci se basent sur le facteur de bioconcentration (BCF) de la substance et les taux métaboliques et lipidiques de l'espèce.

En ce qui concerne l'ingestion d'eau, la dose journalière d'exposition a été évaluée par les formules élaborées par l'ORNL (1991). Les concentrations d'exposition considérées correspondent aux teneurs en ETM et HAP mesurées dans l'eau de la rivière (en aval du rejet, la plus forte teneur mesurée a été retenue par application du principe de précaution).

#### *b. Analyse des effets*

##### *b.i. Résultats des tests écotoxicologiques sur la matrice « eau »*

Afin de caractériser les effets des substances présentes dans l'eau, des tests écotoxicologiques sur matrice non diluée ont été effectués. En ce qui concerne les tests sur la matrice « sédiments », les prélèvements effectués n'ont pas permis la récolte d'une quantité suffisante de matériaux pour conduire les tests. En ce qui concerne les effets de la matrice « eau », trois tests ont été conduits afin d'évaluer les effets des substances dissoutes sur la biocénose. Pour ce faire, les effets sur la croissance de l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* sur la mortalité du poisson *Brachydanio rerio* et sur la reproduction du rotifère *Brachionus calyciflorus* ont été testés en laboratoire (IPL de Nancy) pour trois échantillons d'eau respectivement prélevés en amont du rejet, en aval immédiat du rejet et au niveau du point « aval éloigné ». Les résultats ne mettent pas en évidence de toxicité de la matrice « eau » non diluée, ni sur la croissance des algues d'eau douce (*Pseudokirchneriella subcapitata*) ni sur la survie des poissons (*Brachydanio rerio*). En revanche, les échantillons prélevés en amont et en aval immédiat présentent une toxicité vis-à-vis de la reproduction des rotifères (*Brachionus calyciflorus*) à la plus forte concentration testée avec des pourcentages d'inhibition respectivement de 51% et de 44%.

## b.ii. Détermination des valeurs de référence

En l'absence de valeurs de référence pour le milieu aquatique établies par l'USEPA, ce sont les PNEC établies par l'INERIS qui ont été retenues comme valeurs toxicologiques de référence pour les végétaux aquatiques ainsi que pour les invertébrés aquatiques et benthiques.

Pour les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire, c'est-à-dire les oiseaux et les mammifères, ce sont les TRV (toxicological reference value) établies par l'USEPA qui ont été retenues.

**Tableau 33** : Valeurs toxicologiques de référence de l'ERE du site C

	ETM		HAP	
Végétaux et invertébrés aquatiques	As	PNEC = 4,40E <sup>-03</sup> µg/L	Anthracène	PNEC = NR
	Cu	PNEC = 1,60E <sup>-03</sup> µg/L	Benzo(a)pyrène	PNEC = 0,1mg/kg PS
	Hg	PNEC = 2,40E <sup>-03</sup> µg/L	Fluoranthène	PNEC = 0,06mg/kg PS
	Ni	PNEC = 5,00E <sup>-04</sup> µg/L	Fluorène	PNEC = NR
	Pb	PNEC = 5,00E <sup>-03</sup> µg/L	Pyrène	PNEC = 0,01 mg/kg PS
	Zn	PNEC = 8,60E <sup>-03</sup> µg/L		
Végétaux et invertébrés liés au sédiment	As	PNEC = NR	Anthracène	PNEC = NR
	Cu	PNEC = 0,8 µg/L	Benzo(a)pyrène	PNEC = 0,0023 mg/kg PS
	Hg	PNEC = 9,3 µg/L	Fluoranthène	PNEC = 0,08 mg/kg PS
	Ni	PNEC = 1,50 µg/L	Fluorène	PNEC = NR
	Pb	PNEC = 6,80 µg/L	Pyrène	PNEC = 0,06 mg/kg PS
	Zn	PNEC = NR		
Piscifaune	NR	NR	NR	NR
Avifaune	As	TRV = 2,24 mg/kg/j	Anthracène	NR
	Cu	TRV = 4,05 mg/kg/j	Benzo(a)pyrène	
	Hg	NR	Fluoranthène	
	Ni	TRV = 6,71 mg/kg/j	Fluorène	
	Pb	TRV = 1,63 mg/kg/j	Pyrène	
	Zn	TRV = 66,1 mg/kg/j		
Mammalofaune	As	TRV = 1,04 mg/kg/j	Benzo(a)pyrène	TRV <sub>HAP FPM</sub> = 0,615 mg/kg/j
	Cu	NR	Anthracène	
	Hg	NR	Fluoranthène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Ni	TRV = 1,70 mg/kg/j	Fluorène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Pb	TRV = 4,70 mg/kg/j	Pyrène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Zn	TRV = 75,4 mg/kg/j		TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j

Légende : PNEC = Predictive no effects concentration; TRV = toxicological reference value ; NR = non renseigné ; FPM = faible poids moléculaire ; HPM = haut poids moléculaire

### III.2.4.1.3. Caractérisation des risques

Le risque est exprimé sous forme d'un quotient ou indice de risque (IR). Lorsque l'IR est inférieur à 1, le risque est considéré comme acceptable. À l'inverse, lorsque l'indice de risque est supérieur à 1, le risque est considéré comme inacceptable.

#### *a. En amont du rejet*

Comme nous avons mesuré des teneurs en ETM et HAP importantes dans la rivière en amont du rejet, nous avons calculé des indices de risque « amont » afin d'évaluer l'influence de la rivière sur la biocénose. Cette démarche permet d'évaluer plus spécifiquement l'impact du rejet sur la biocénose. Le tableau 33 présente les indices de risque des entités cible du site C, en amont du rejet.

Les végétaux et invertébrés présente des IR >1 pour le cuivre, le nickel et le plomb. Seuls les invertébrés benthiques présentent des indices de risque supérieurs à 1 suite à une exposition à l'anthracène, au fluoranthène, fluorène et pyrène. Notons que l'indice de risque relatif à une exposition au fluoranthène est très élevé. Néanmoins, l'hypothèse d'une surestimation du risque peut être envisagée car la PNEC ayant permis le calcul de l'indice est très conservatrice. En effet, un facteur de sécurité de 1000 a été affecté à la valeur toxicologique de référence pour le calcul de la PNEC sédiment du fluoranthène.

Les herbivores cibles du site C n'expriment pas de risque. En revanche, chez les omnivores, *Neomys fodiens* présente trois indices de risque supérieurs à 1. Pour cette espèce, cela signifie qu'elle est susceptible d'exprimer des effets néfastes suite à l'ingestion d'arsenic, de nickel et de plomb contenue dans la nourriture provenant de la station amont du site C.

Chez les piscivores, *Alcedo atthis* présente un indice de risque supérieur à 1 pour le plomb, dû à l'ingestion de poissons provenant de la rivière, en amont du rejet.

**Tableau 34 :** Indices de risque (IR) des entités cibles du site C en amont du rejet

	As	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ant	BaP	FluoT	FluoR	Pyr
<b>Végétaux et invertébrés</b>											
pélagiques	0,02	<b>2,5</b>	0,88	<b>20</b>	<b>2</b>	0,02	1,59E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-04</sup>	1,00E <sup>-04</sup>	4,0E <sup>-04</sup>	8,33E <sup>-04</sup>
benthiques	NC	<b>36,25</b>	0,01	<b>13,33</b>	<b>4,71</b>	NC	<b>4,81</b>	NC	<b>913,04</b>	<b>6,56</b>	<b>31,67</b>
<b>Avifaune et mammalofaune herbivores</b>											
<i>Cygnus olor</i>	0,20	1,31E <sup>-03</sup>	NC	0,07	0,62	0,06	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Myocastor coypus</i>	0,84	1,34E <sup>-04</sup>	NC	0,53	0,42	0,10	1,68E <sup>-05</sup>	9,76E <sup>-04</sup>	1,09E <sup>-04</sup>	5,88E <sup>-05</sup>	5,89E <sup>-05</sup>
<b>Avifaune et mammalofaune omnivores</b>											
<i>Ondatra zibethica</i>	0,13	2,85E <sup>-05</sup>	NC	0,08	0,06	0,01	4,16E <sup>-06</sup>	1,40E <sup>-04</sup>	8,77E <sup>-06</sup>	8,43E <sup>-06</sup>	9,30E <sup>-06</sup>
<i>Neomys fodiens</i>	<b>2,96</b>	0,02	NC	<b>2,8</b>	<b>5,25</b>	0,29	0,0004	0,43	0,0031	0,0013	0,001
<b>Avifaune piscivore</b>											
<i>Podiceps cristatus</i>	1,80E <sup>-05</sup>	8,25E <sup>-03</sup>	NC	2,30E <sup>-04</sup>	2,71E <sup>-05</sup>	2,71E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Alcedo atthis</i>	2,49E <sup>-05</sup>	0,029	NC	4,72E <sup>-02</sup>	<b>2,49</b>	3,37E <sup>-03</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Ardea cinerea</i>	2,48E <sup>-05</sup>	1,37E <sup>-05</sup>	NC	4,23E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-06</sup>	2,61E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Phalacrocorax carbo</i>	5,19E <sup>-06</sup>	2,87E <sup>-06</sup>	NC	8,83E <sup>-05</sup>	4,1E <sup>-07</sup>	5,45E <sup>-06</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Lutra lutra</i>	6,77E <sup>-05</sup>	9,34E <sup>-07</sup>	NC	2,11E <sup>-03</sup>	8,77E <sup>-07</sup>	2,90E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,87E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,75E <sup>-07</sup>

**Tableau 35 :** Indices de risque (IR) des entités cibles du site C en aval du rejet

	As	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ant	BaP	FluoT	FluoR	Pyr
<b>Végétaux et invertébrés</b>											
- pélagiques	0,02	<b>2,5</b>	<b>1,67</b>	<b>20</b>	<b>2</b>	0,01	1,59E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-04</sup>	1,00E <sup>-04</sup>	4,00E <sup>-04</sup>	<b>10,8</b>
- benthiques	NC	<b>23,75</b>	0,01	<b>10</b>	<b>4,85</b>	NC	<b>3,95</b>	NC	<b>1000</b>	<b>1,6</b>	<b>36,67</b>
<b>Avifaune et mammalofaune herbivores</b>											
<i>Cygnus olor</i>	0,26	0,001	NC	0,09	060	0,07	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Myocastor coypus</i>	<b>1,10</b>	0,0001	NC	0,70	0,41	0,12	8,44E <sup>-06</sup>	1,87E <sup>-03</sup>	0,0001	1,68E <sup>-05</sup>	0,023
<b>Avifaune et mammalofaune omnivores</b>											
<i>Ondatra zibethica</i>	0,17	3,17E <sup>-05</sup>	NC	0,10	0,06	0,02	1,43E <sup>-06</sup>	3,57E <sup>-04</sup>	1,97E <sup>-05</sup>	2,79E <sup>-06</sup>	0,0004
<i>Neomys fodiens</i>	<b>3,88</b>	0,04	NC	<b>3,74</b>	<b>5,19</b>	0,37	0,0003	0,4	0,003	0,0003	0,31
<b>Avifaune piscivore</b>											
<i>Podiceps cristatus</i>	1,80E <sup>-05</sup>	8,25E <sup>-03</sup>	NC	2,30E <sup>-04</sup>	6,97E <sup>-02</sup>	2,87E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Alcedo atthis</i>	2,49E <sup>-03</sup>	0,03	NC	4,72E <sup>-02</sup>	<b>2,49</b>	2,58E <sup>-03</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Ardea cinerea</i>	2,48E <sup>-05</sup>	1,37E <sup>-05</sup>	NC	4,23E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-06</sup>	1,66E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Phalacrocorax carbo</i>	5,19E <sup>-06</sup>	2,87E <sup>-06</sup>	NC	8,83E <sup>-05</sup>	4,17E <sup>-07</sup>	3,03E <sup>-06</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Lutra lutra</i>	6,77E <sup>-05</sup>	9,37E <sup>-07</sup>	NC	2,11E <sup>-03</sup>	8,77E <sup>-07</sup>	1,86E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,87E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	2,27E <sup>-03</sup>

Légende des tableaux 57 et 58: NC = non calculé (absence de VTR) ; As = arsenic ; Cu = cuivre ; Hg = mercure ; Ni = nickel ; Pb = plomb ; Ant = anthracène ; BaP = benzo(a)anthracène ; FluoT = fluoranthène, FluoR = fluorène ; Pyr = pyrène

### *b. En aval du rejet*

Le tableau 34 présente les indices de risque des entités cible du site C en aval du rejet.

Comme en amont du rejet, les végétaux et invertébrés benthiques présentent des indices de risque supérieurs à 1 suite à une exposition à l'anthracène, fluoranthène, fluorène et pyrène. Notons que les indices de l'aval sont globalement supérieurs à ceux de l'amont. Concernant le fluoranthène, l'hypothèse d'une surestimation du risque est également à envisager. Néanmoins, à l'inverse de l'amont, un indice de risque supérieur à 1 est calculé avec ou sans la prise en compte du facteur de sécurité.

Contrairement aux herbivores se nourrissant en amont du rejet, *Myocastor coypus* exprime un risque vis-à-vis de l'arsenic suite à l'ingestion de nourriture provenant de la rivière, en aval du rejet.

Pour les omnivores, *Neomys fodiens* présente trois indices de risque supérieurs à 1, ce qui signifie que cette espèce est susceptible d'exprimer des effets néfastes suite à l'ingestion de nourriture contaminée en arsenic, en nickel et en plomb provenant de la station aval du site C.

Chez les piscivores, *Alcedo atthis* présente un indice de risque supérieur à 1 pour le plomb, dû à l'ingestion de poissons provenant de la rivière en amont du rejet.

### *c. Bilan : analyse comparative des IR amont et aval*

L'éRÉ du site C met en évidence un risque pour la flore et la faune liées au sédiment en amont et en aval du rejet. Les risques estimés révèlent une forte probabilité pour ces entités cibles d'exprimer des effets néfastes principalement causés par les teneurs en fluoranthène, fluorène et pyrène présents dans le sédiment. Sur la base de ces résultats, nous supposons l'existence d'une autre source de contamination (autre que celle du rejet) responsable des très fortes teneurs en HAP mesurées dans les sédiments de la rivière. Néanmoins, compte tenu des très fortes concentrations mesurées dans les sédiments de la canalisation et l'augmentation entre l'amont et l'aval des teneurs en fluoranthène et pyrène dans les sédiments, nous n'excluons pas l'influence du rejet sur la biocénose liée au sédiment de la rivière.

L'évaluation des risques souligne également un risque par ingestion de nourriture et d'eau contaminés pour trois espèces : *Alcedo atthis*, *Myocastor coypus* et *Neomys fodiens*. Pour *Alcedo atthis* et *Neomys fodiens*, il s'exprime aussi bien en amont qu'en aval du site, avec une légère augmentation de l'indice de risque pour une consommation d'eau et de nourriture en aval du rejet. En revanche, en ce qui concerne *Myocastor coypus*, ce risque ne s'exprime qu'au



niveau de la station aval. Cette observation laisse supposer une influence du rejet sur le risque exprimé par cette espèce.

Plusieurs sources d'incertitudes ont été identifiées au cours de l'éRé. L'objectif de ce paragraphe est d'en identifier les principales et de discuter de l'influence de ces incertitudes sur l'expression du risque.

La première source d'incertitudes que nous pouvons citer concerne les substances retenues dans le cadre de l'éRé. En effet, nous avons fait le choix, en première approche, de retenir les substances dont les teneurs mesurées dans l'eau et/ou les sédiments étaient supérieures aux valeurs de référence (NQE et/ou PNEC). Néanmoins, certaines substances non retenues sont présentes en très forte concentration dans le milieu, en particulier dans les sédiments de la canalisation. Ils constituent par conséquent une source de perturbation potentielle de la biocénose aquatique. Ces substances regroupent les seize HAP recherchés ainsi que les PCB.

Une autre source importante d'incertitudes est l'étape de caractérisation de l'exposition. En effet, dans le cadre de l'évaluation, nous avons considéré des individus adultes en bonne santé sans distinguer ni l'âge, ni le sexe, ni la période d'activité. Or, d'une manière générale, l'exposition varie au niveau intra-spécifique, en fonction de l'âge, du sexe et de la période d'activité des individus. Elle varie également en fonction de la disponibilité de la ressource, pouvant engendrer une compétition intra-spécifique pour l'accès à la nourriture. Au niveau inter-spécifique, l'intensité de l'exposition varie selon les entités cibles. Le premier caractère déterminant est la mobilité des espèces. Ainsi, les espèces fixées (macrophytes et algues benthiques) ou à faible aire de distribution (invertébrés benthiques) vont être exposées de manière plus intense que les espèces mobiles (poissons, mammifères, oiseaux...). L'autre critère est l'utilisation du milieu, les espèces nichant sur le site présentent une plus forte vulnérabilité que les espèces venant s'y nourrir et/ou s'y réfugier de manière ponctuelle, ce critère étant en lien direct avec l'aire de distribution de l'espèce. Chez les oiseaux, l'exposition sera variable également en fonction de la sédentarité de l'espèce, les espèces migratrices étant moins vulnérables que les espèces sédentaires puisque leur exposition n'a lieu que quelques mois dans l'année.

Dans le cadre de la caractérisation de l'exposition, et plus spécifiquement des doses journalières d'exposition, nous ne sommes pas parvenus à déterminer les DJE de toutes les entités cibles initialement retenues (ex. : piscifaune). Pour les autres entités cibles, nous avons

eu à déterminer le régime alimentaire en termes de diversité du bol alimentaire et de quantité d'aliments consommés. Or, ce type d'informations n'est pas renseigné pour toutes les espèces. Pour parvenir au calcul de risque, nous avons fait le choix de considérer des hypothèses volontairement majorantes (ex. : consommation exclusive des végétaux les plus contaminés pour les herbivores ; sélection des plus fortes teneurs en ETM et en HAP mesurées dans les sédiments et eaux en aval de la Moselle). Cette stratégie très conservatrice est en accord avec le principe de précaution de l'évaluation mais elle engendre très probablement une sur-estimation du risque *in fine*.

Au niveau du calcul de risque, une source d'incertitudes non négligeable est le choix des valeurs toxicologiques de référence. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site C, certaines de ces valeurs sont dites de « screening », ce qui signifie qu'elles ne sont pas spécifiques à l'espèce étudiée (ex. : *Myocastor coypus*).

#### III.2.4.1.4. Conclusion générale de l'ÉRÉ du site C

L'évaluation des risques du site C a mis en évidence un risque pour la flore et la faune en amont et en aval du rejet, principalement lié aux très fortes teneurs en HAP mesurées dans les sédiments. Compte tenu du niveau de contamination des sédiments de la canalisation et de l'augmentation entre l'amont et l'aval des teneurs en HAP mesurées dans les sédiments de la Moselle, nous ne pouvons exclure une influence du rejet sur la biocénose de la rivière. Néanmoins, ces résultats doivent être considérés comme une première approche du fait de nombreuses sources d'incertitudes qui subsistent. Celles-ci concernent principalement le choix des substances suivies dans le cadre de l'évaluation, le régime alimentaire des entités cibles, les teneurs présentes dans les compartiments biologiques estimées à partir de modèles et les valeurs de référence considérées pour évaluer le risque.

*In fine*, une analyse plus approfondie du transfert des sédiments de la canalisation dans la rivière est recommandée afin de localiser les zones de dépôts préférentiels et établir le risque pour les espèces colonisant ce substrat. De plus, les hypothèses de risque formulées semblent être corroborées par les mesures biologiques faites *in situ* sur la faune et la flore benthiques (cf. résultats thèse Hayet 2010).

### III.3. LA METHODOLOGIE QUEBECOISE

#### III.3.1.1. Présentation de la méthodologie

Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) a publié en 1998 un ouvrage intitulé « Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés ». Ce document constitue un document d'encadrement et un guide complet pour la réalisation des évaluations écotoxicologiques. La méthode proposée a été élaborée afin de répondre aux besoins de la politique de protection des sols et de la réhabilitation des terrains contaminés du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). L'objectif de l'éRé est d'estimer les possibilités ou les probabilités d'occurrence d'effets néfastes en fonction de la situation de l'étude. Elle est spécifique au terrain. Elle repose sur des données sur les effets néfastes possibles ou probables chez des récepteurs en fonction de leur exposition à un ou plusieurs contaminants selon la source de contamination et le terrain. Elle possède deux stades itératifs :

- l'éRé préliminaire (PéRé) qui vérifie l'absence de risque significatif. Elle est plus facile et moins coûteuse que l'éRé quantitative mais elle ne quantifie pas le risque ;
- l'éRé quantitative : elle quantifie et détermine le risque. Elle requiert une caractérisation du terrain et du risque plus spécifique à la problématique écotoxicologique.

La démarche générale de l'éRé comporte trois étapes : la planification, l'éRé préliminaire et l'éRé quantitative.

##### III.3.1.1.1. La planification

La planification initie la démarche et relève de la gestion, elle établit la problématique, les récepteurs écologiques et définit les questions auxquelles l'éRé doit répondre. Elle définit également les éléments de gestion : considérations d'ordre technique, politique, social mais également considérations des ressources humains et financières disponibles et les échéanciers. La planification est une phase gérée par l'équipe de gestion qui doit aboutir à un consensus sur les besoins de gestion et qui doit faire le lien avec l'équipe d'évaluation pour la compatibilité des besoins de gestion et des activités d'évaluation.

### III.3.1.1.2. Les six phases de réalisation d'une éRé préliminaire (PéRé)

**Objectif :** Vérifier l'absence de risque significatif pour la problématique ou comparer ou mettre en priorité les mesures à prendre pour une problématique visant un ou plusieurs lieux contaminés avec un ou plusieurs contaminants.

#### Phase n°1 : le modèle conceptuel

Il correspond à une représentation du système environnemental comprenant les processus chimiques, physiques et biologiques qui déterminent la transformation et le transport des polluants de la source jusqu'aux récepteurs. Normalement, aucune activité de caractérisation additionnelle du terrain n'est requise. En général, il s'effectue à partir de trois sources d'informations principales :

- les renseignements contenus dans le compte-rendu de planification,
- le rapport de l'étude de caractérisation de terrain (MEF, 1998b) qui décrit l'historique de la contamination, les conditions environnementales et les composantes écologiques.
- les données disponibles dans les ouvrages de référence en soutien direct ou indirect avec la problématique.

#### Phase 2 : Outils descriptifs

L'objectif de cette phase est de déterminer les outils descriptifs qui servent à vérifier les hypothèses de perturbation.

#### Phase 3 : Méthodologie d'évaluation

Cette phase précise la façon dont le risque écotoxicologique est estimé pour chaque paramètre d'évaluation. En PéRé, la méthode du quotient est retenue comme base d'élaboration de la méthode d'estimation du risque. Elle permet de vérifier l'absence d'un risque significatif et elle estime qualitativement le risque pour tout récepteur exposé à un agent stresser.

La forme générale du quotient est la suivante :

$$RE = \sum (EE_{ij} / VR_{ij})$$

$EE_{ij}$  : exposition estimée (dose, concentration, niveau d'effet) pour le contaminant i et la voie d'exposition j.

$VR_{ij}$  : valeur de référence (dose, concentration, niveau d'effet) pour le contaminant i et la voie d'exposition j.

Ensuite le plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI) et le plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ) sont mis en place. Le PSAI permet d'apprécier le niveau de confiance lié aux renseignements scientifiques en identifiant, en minimisant et en décrivant l'incertitude inhérente à l'ensemble de l'évaluation. Le PACQ vise à faire le lien entre les besoins de gestion et les différentes activités de génération, de manipulation, de traitement et d'intégration des données lors de l'évaluation.

Lors de cette étape, un devis d'évaluation est constitué. Idéalement, le devis d'évaluation doit être présenté à l'équipe de gestion avant d'entamer la phase 4 afin de s'assurer qu'il corresponde aux besoins de gestion.

#### Phase 4 : Activités descriptives

C'est au cours de cette phase que les données nécessaires pour estimer le risque pour chaque paramètre d'évaluation sont obtenues. Ainsi, une analyse des données disponibles est réalisée. Les activités de laboratoire et de terrain en vue de produire des données de nature physique, chimique, toxicologique et écologique en réponse aux paramètres de mesure identifiés dans le devis d'évaluation sont effectuées. Ensuite une étape de validation des renseignements consiste essentiellement à s'assurer de la conformité des renseignements générés en fonction des objectifs de qualité du PACQ.

#### Phase 5 : Activités d'évaluation

Cette phase est constituée de deux étapes : la compilation des données disponibles (PÉRÉ) et/ou générées (QÉRÉ) puis l'étape de caractérisation du risque.

##### *Étape n°1 : la compilation et l'analyse des données*

Cette activité consiste à compiler et à analyser les données descriptives de façon à pouvoir juger si elles sont en quantité et en qualité suffisantes. Une démarche systématique d'intégration des données permet de dégager des renseignements qui sont utiles lors de la caractérisation du risque. Puis, pour chaque paramètre d'évaluation, les numérateurs (valeurs d'exposition estimée) et les dénominateurs (valeurs de référence) de la méthode d'estimation sont identifiés.

### *Étape n°2 : la caractérisation du risque*

Cette étape génère les résultats de l'évaluation. Pour chaque paramètre d'évaluation, le niveau de risque est estimé et interprété en fonction de l'incertitude associée aux différentes étapes de l'ÉRÉ.

#### *Activité n°1 : estimation du risque*

Cette activité consiste à résoudre, pour chaque paramètre d'évaluation, l'équation de la méthode d'estimation du risque. Lorsqu'un risque estimé présente un quotient supérieur à 1, il est fortement recommandé de réaliser une analyse de sensibilité sur les éléments de la méthode d'estimation du risque qui permettra d'identifier les éléments ayant le plus d'influence sur le risque estimé.

#### *Activité n°2 : interprétation du risque*

Elle se fait principalement sur la base d'une analyse finale de l'incertitude inhérente à l'évaluation. Cette analyse finale nécessite une révision et une synthèse des sources d'incertitude prédominantes, des moyens et techniques utilisés pour en tenir compte et de leur impact sur le risque estimé. Elle s'effectue donc sur la base du PSAI et du PACQ associés à la méthode d'estimation du risque. Elle s'effectue selon les composantes suivantes :

- incertitude associée à l'exposition estimée,
- incertitude associée à la valeur de référence,
- incertitude liée au risque estimé.

#### *Activité n°3 : conclusion de l'ÉRÉ*

Elle comporte un jugement global sur chaque hypothèse en fonction des résultats pour les paramètres d'évaluation s'y rapportant ainsi qu'un résumé sur l'ensemble de l'évaluation.

#### *Activité n°4 : recommandations*

Il s'agit de recommander, avec justifications à l'appui, si une ÉRÉ quantitative est nécessaire ou si on doit passer au prochain énoncé de décision.

### *Phase 6 : activités de communication*

Elle vise à assurer la clarté et la transparence lors de la communication des résultats de l'évaluation à l'équipe de gestion. Elle s'établit sur les bases de la rédaction d'un rapport qui comporte trois parties :

- le résumé ;
- une section A qui comprend une introduction, le contexte où est présenté l'objectif de l'évaluation et un résumé détaillé des trois premières phases de réalisation ;

- une section B où sont présentées les activités descriptives, les activités d'évaluation et les recommandations découlant de l'ÉRÉ.

#### III.3.1.1.3. Les phases de réalisation d'une éRé quantitative

L'objectif est de caractériser, avec un niveau adéquat de précision et d'incertitude, le risque lorsque l'ÉRÉ préliminaire ne démontre pas l'absence de risque significatif. Cette évaluation porte sur les récepteurs, les contaminants ou les conditions d'exposition qui ont été identifiés comme problématique lors de l'ÉRÉ préliminaire. Elle est caractérisée par l'utilisation de méthodes quantitatives.

Elle calcule la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur spécifique. L'orientation de l'ÉRÉ quantitative est moins précise que pour la PÉRÉ donc il est recommandé que l'équipe d'évaluation contacte le groupe de conseil en évaluation écotoxicologique avant d'entreprendre la réalisation d'une éRé quantitative de manière à s'entendre *a priori* sur la manière dont elle doit être élaborée.

**Par souci de synthèse, les résultats de la phase d'ÉRÉ préliminaire ne sont pas présentés. Ainsi, dans la suite de notre propos, seuls les résultats relatifs à l'ÉRÉ quantitative des sites A et B ont été développés.**

### III.3.1.2. Résultats du site A

#### III.3.1.2.1. Contexte et planification

Dans cette partie, les éléments relevant de l'évaluation ont été décrits à savoir les énoncés de décisions, les entités cibles de l'ÉRÉ et l'objectif général attendu.

##### *a. Enoncés de décisions et type d'approche retenue*

Les énoncés de décision ont été élaborés en suivant la méthodologie du CEAEQ et sont les suivants :

1. Déterminer, pour chaque station, si la contamination du sol entraîne un risque pour les entités écologiques qui y sont présentes et répondre aux questions suivantes :
  - Le risque est-il en lien avec la concentration des polluants (étude comparative des stations) ?
  - Quel compartiment biocénotique est touché ?
  - Quelle est l'importance dans l'écosystème de(s) espèce(s) touchée(s).
2. Déterminer si la contamination du terrain altère la pérennité d'entités écologiques présentes et déterminer l'impact de leur éventuelle disparition sur l'écosystème.
3. Déterminer quel type de plantation permet de réduire le risque.

D'après la méthodologie employée par le CEAEQ, le choix de l'approche d'évaluation est fonction du contexte d'application. Pour cette étude, la situation qui est la protection de la diversité biologique, nécessite une évaluation des risques écotoxicologiques et non pas une évaluation du danger écotoxicologique

##### *b. Identification a priori des entités biologiques ou écologiques à considérer*

Sont retenus ici, les groupes biologiques jugés les plus vulnérables à une pollution des sols. Il s'agit donc des espèces en contact direct avec le sol et ses contaminants telles que la flore vasculaire, les champignons, les invertébrés du sol ainsi que la mammalofaune.

En effet, la flore vasculaire est en contact racinaire permanent avec le milieu et les contaminants qu'il contient et peut absorber ou adsorber les polluants au niveau de ses racines. De plus, il est possible que des dépôts de contaminants se forment sur ses parties aériennes. La flore vasculaire est également sensible à la bioaccumulation. La flore pouvant être prise en compte est arborée, herbacée ou encore arbustive. Les champignons sont également en contact permanent avec le milieu contaminé. Ils peuvent absorber ou adsorber des substances toxiques et peuvent les bioaccumuler. Les invertébrés du sol sont en contact



direct permanent avec le sol, l'exposition peut donc être cutanée, orale et par inhalation. La mammalofaune est également en contact direct permanent avec le sol (terriers, déplacements). De plus, elle consomme les ressources végétales, fongiques ou encore animales contaminées. Au cours de l'étude il sera éventuellement nécessaire de prendre en considération l'avifaune en raison des liens présents au niveau des chaînes alimentaires.

### *c. Objectif général de l'éRé*

L'objectif d'étude du site A est le suivant : « L'éRé permet-elle d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé ? ». En d'autres termes, la question que nous posons, dans ce cas, est « Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ? ».

### III.3.1.2.2. Évaluation quantitative des risques pour les écosystèmes

L'éRé quantitative va porter sur les récepteurs, contaminants et les conditions d'exposition identifiés comme problématiques dans l'évaluation préliminaire. Elle calcule plus précisément la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur spécifique.

### *a. Modèle conceptuel*

Après avoir analysé les renseignements disponibles, cette phase a pour objectif de réviser et de préciser le modèle conceptuel établi en pÉRé. De la même manière, les hypothèses de perturbation associées aux paramètres d'évaluation pour lesquelles un risque estimé supérieur à 1 a été obtenu en pÉRé doivent être revues et précisées dans la mesure du possible.

#### a.i. Analyse de la source de stress

Les contaminants jugés préoccupant lors de la PÉRé sont à prendre en compte :  
pour la flore :

- pour la station 1 : plomb, zinc, cadmium, arsenic, mercure
- pour les stations 2, 3 et 4 : plomb, zinc, mercure.

pour les invertébrés sont retenus pour l'ensemble des stations le plomb et le zinc.

pour les mammifères sont retenus :

- pour la station 1 : plomb, zinc, cadmium, arsenic, cuivre
- pour la station 2 : plomb, zinc, cadmium, cuivre, chrome
- pour la station 3 : plomb, zinc, cadmium
- pour la station 4 : plomb, zinc, cadmium, chrome.

pour l'avifaune sont retenus :

- pour la station 1 : plomb, zinc, cadmium, arsenic, cuivre
- pour les stations 2, 3, 4 : plomb, zinc, cadmium

#### a.ii. Analyse de l'écosystème ciblé

Les récepteurs retenus sont les entités biologiques et/ou écologiques présentes dans les limites spatiales de l'étude pouvant être exposées directement ou indirectement (chaîne alimentaire) aux contaminants et dont il est possible d'identifier les voies d'exposition. Dans cette étude, l'intérêt est porté sur les récepteurs visant la protection de la diversité biologique. De ce fait, le niveau d'organisation d'intérêt est l'individu.

Les espèces retenues pour cette éRé quantitative ont été sélectionnées dans la partie précédente. En éRé quantitative, les réponses écotoxicologiques directes et indirectes pertinentes sont les suivantes :

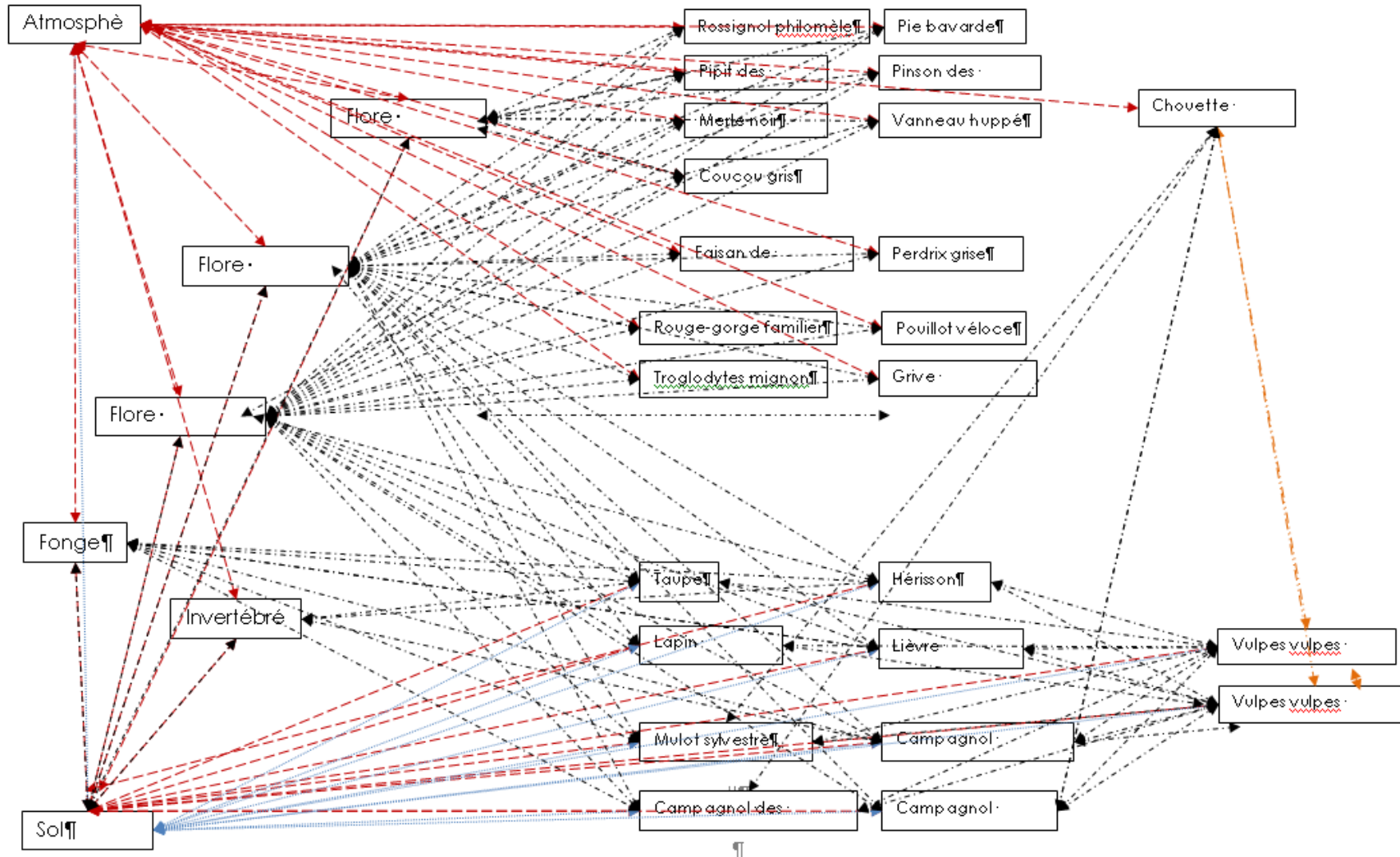
- la survie et la reproduction au niveau d'organisation individuel ;
- l'abondance au niveau populationnel ;
- la composition, la biomasse et la fonction au niveau communautaire.

#### a.iii. Les modèles conceptuels du site A

Les modèles conceptuels sont disponibles ci-après. Ces modèles présentent les relations trophiques entre les espèces, les niveaux d'organisation biologique ainsi que les voies d'exposition.

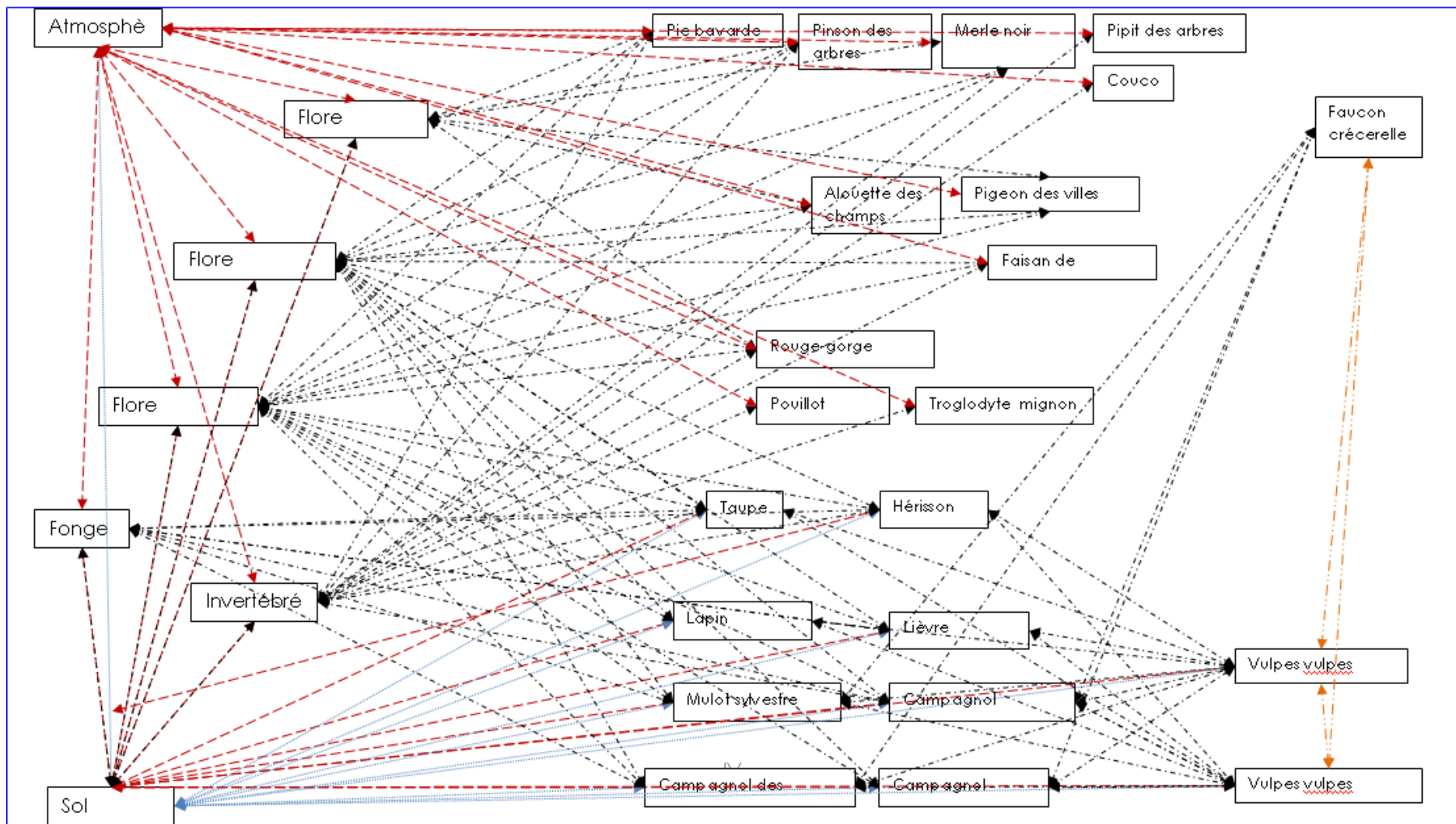
# STATION 1

ERE du site A selon la méthode du CEAEQ



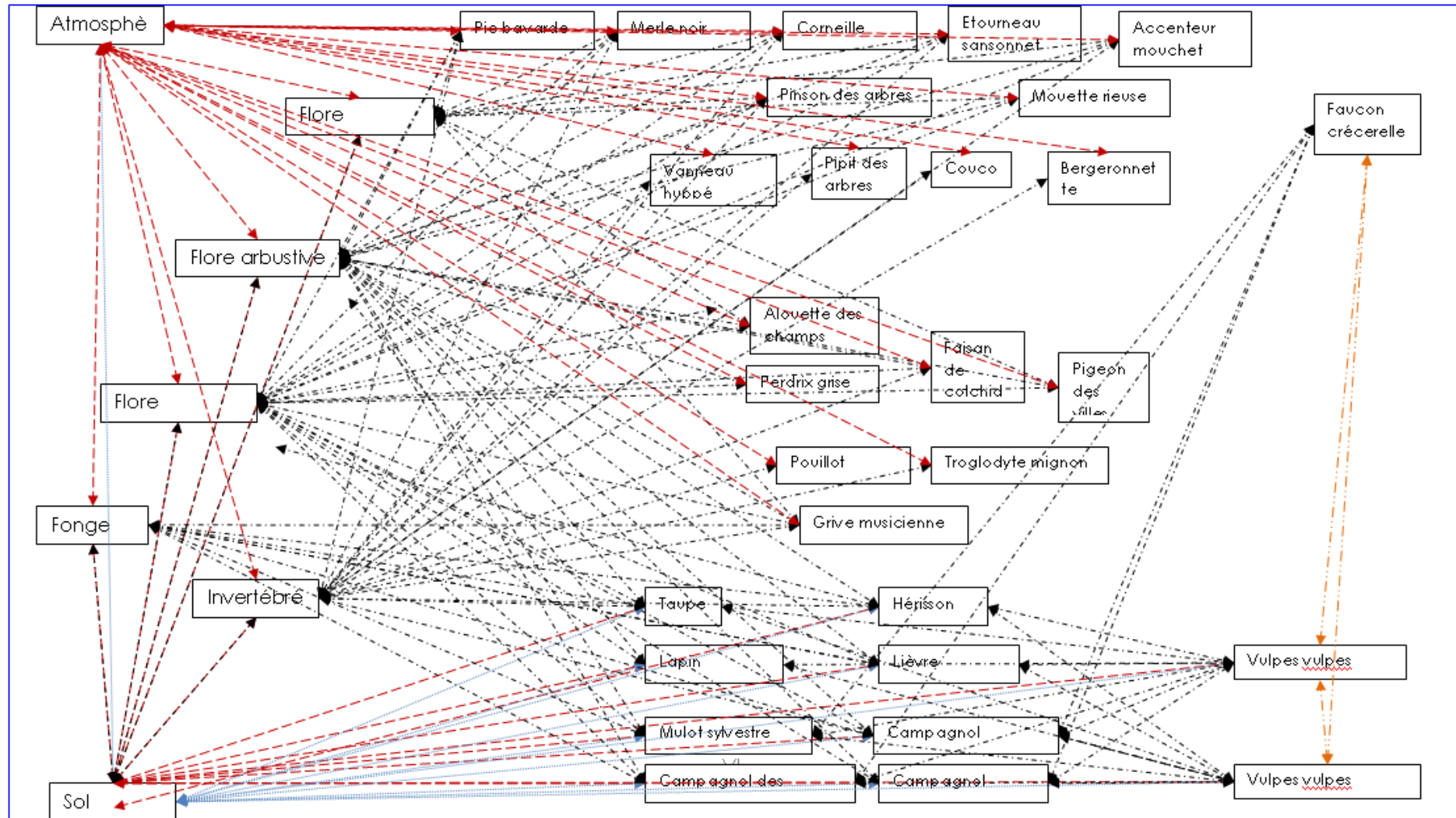
# STATION 2

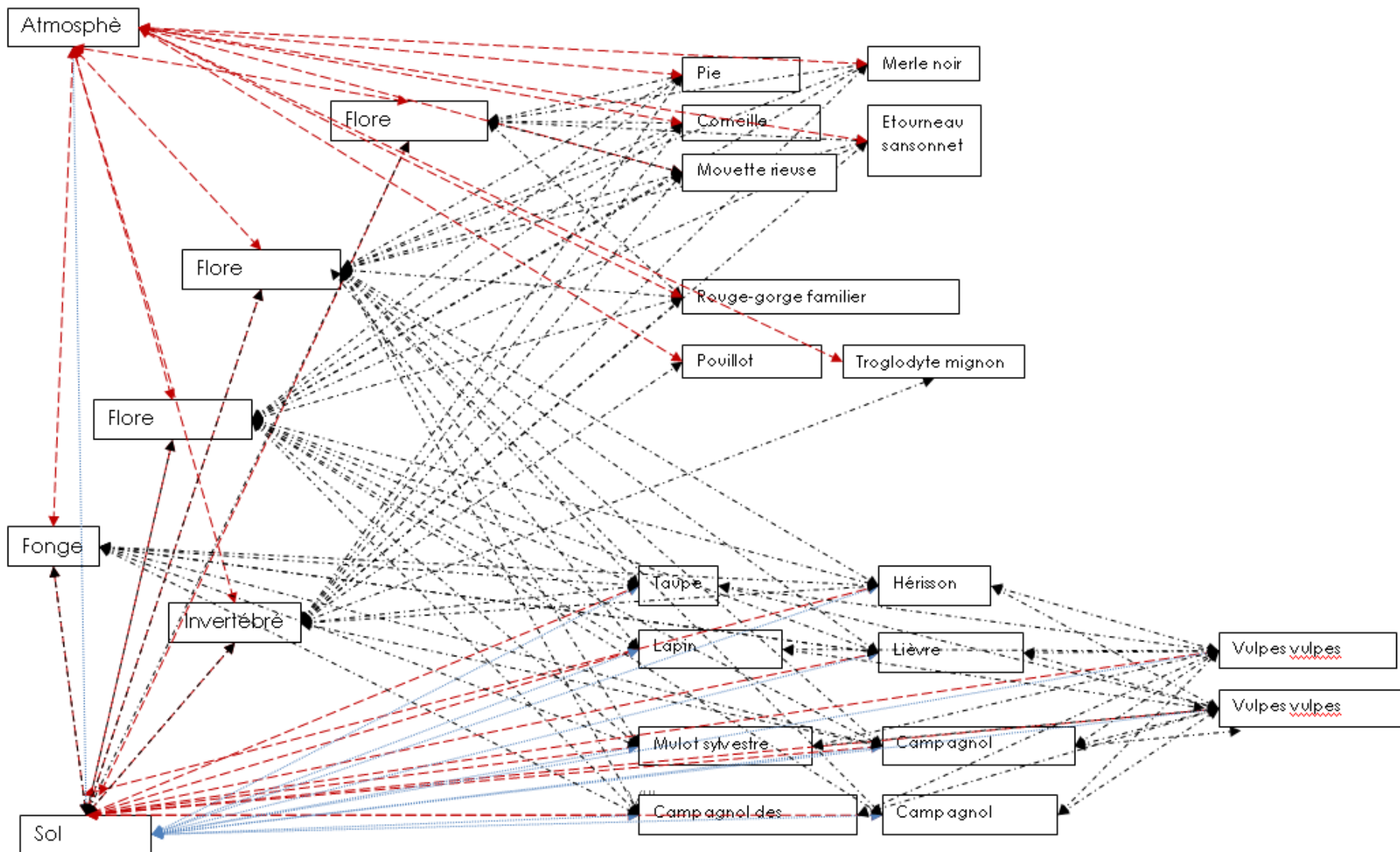
ERE du site A selon la méthode du CEAEQ



# STATION 3

ERE du site A selon la méthode du CEAEQ





#### a.iv. Formulation des hypothèses

Les hypothèses de cette évaluation sont les suivantes.

##### Hypothèses concernant la flore

1. La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
2. Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.
3. La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.

##### Hypothèses concernant la fonge

4. La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
5. Ces effets peuvent entraîner une modification de l'habitat forestier notamment s'ils entraînent une perturbation de la relation symbiotique entre les champignons mycorrhiziques et les arbres. (Guinberteau & Courtecuisse, 1997)
6. La contamination du sol peut entraîner une perturbation de l'activité de décomposition de la matière organique en matière minérale, une perturbation des ressources et de la chaîne alimentaire.
7. En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire (Bidar, 2007).

##### Hypothèses concernant les invertébrés

8. La contamination du sol peut entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction des invertébrés.
9. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique du sol. En effet, les invertébrés jouent un rôle fondamental dans la transformation de la matière organique et ont également une action mécanique sur le sol. Ils influent sur les propriétés du sol ainsi que sur la disponibilité des ressources pour d'autres organismes tels que les micro-organismes et les plantes (Lavelle *et al.*, 2006). Cette perturbation est susceptible de modifier la ressource immédiate disponible pour la flore et d'entraîner des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème.
10. L'accumulation des ETM chez les invertébrés peut se transférer dans la chaîne alimentaire.

### Hypothèses concernant les mammifères

11. Les mammifères peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, terriers, etc.) et par ingestion de nourriture contaminée (Beyer *et al*, 1994). Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
12. La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

### Hypothèses concernant la faune aviaire

13. La faune aviaire peut être exposée à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
14. La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

**Les hypothèses de risque 15 et 16 ne seront pas prises en compte.**

**En revanche, elles seront considérées comme source d'incertitudes.**

15. La contamination du sol peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction. En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également cette voie d'exposition comme négligeable voire non applicable. De plus, aucune VTR n'est applicable pour les mammifères pour cette voie d'exposition.
16. La faune aviaire peut être contaminée par l'inhalation ou l'ingestion de particules de sol contaminées (nourriture contaminée par du sol, graines, etc.). En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également que cette voie est peu pertinente. De plus, comme le stipule l'US. EPA, il n'existe pas de modèle mathématique permettant d'évaluer la voie d'exposition par inhalation.

*NB* : lors de la PÉRÉ, aucun indice de risque pour la fonge n'avait pu être calculé faute de valeur de référence spécifique. Les hypothèses concernant ce récepteur ne seront donc pas prises en compte.



Tout comme dans l'éRé préliminaire, l'indice de risque pour les végétaux et les invertébrés est calculé grâce à la valeur d'exposition et la valeur de référence. Les valeurs de référence utilisées ici sont les Toxicology Reference Values<sup>4</sup> (TRV) pour les mammifères et l'avifaune. Pour la fonge, aucun indice de risque ne pourra être calculé car il n'existe pas de valeur de référence spécifique à la fonge.

Pour les mammifères et l'avifaune, l'indice de risque sera basé sur la dose journalière d'exposition (DJE) et la valeur de référence. La DJE prend en compte l'exposition des entités par ingestion de substances contaminées. Elle s'exprime communément en mg de substance par kg de masse corporelle par jour. La DJE est calculée sur les mêmes bases que dans le cadre de la méthode US EPA.

### III.3.1.2.3. Profils d'exposition

Le tableau 35 regroupe les profils d'exposition pour les entités présentes sur le site.

**Tableau 36** : Profils d'exposition

Espèce	Régime alimentaire	Durée d'exposition	Intensité de l'exposition	Voies d'exposition	Variation(s) de l'exposition
<b>FLORE</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact racinaire Dépôts foliaires	Saisonnière (défoliation)
<b>FONGE</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact mycélium Dépôts foliaires	Saisonnière
<b>INVERTEBRES</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact direct	
<b>MAMMALOFAUNE</b>	Herbivores	Toute l'année	De faible (non nicheurs herbivores) à forte (nicheurs dans le sol, omnivores)	Contact direct Ingestion de sol Ingestion de ressources contaminées Inhalation de particules de sol	Contamination de la ressource
	Omnivores				Disponibilité de la ressource
	Prédateurs				Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, gestation) Mode de vie (hibernation)
<b>AVIFAUNE</b>	Non nicheurs herbivores	Printemps – été	Modérée	Contact direct Ingestion de sol Ingestion de ressources contaminées	Espèce migratrice
	Non nicheurs omnivores				Contamination de la ressource
	Non nicheurs prédateurs				Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)

Nicheurs herbivores	Toute l'année	Forte	Contact direct Ingestion de sol Ingestion de ressources contaminées	Contamination de la ressource
Nicheurs omnivores	Toute l'année	Forte		Disponibilité de la ressource
Nicheurs prédateurs	Toute l'année	Forte		Quantité consommée de la ressource
				Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)

#### III.3.1.2.4. Caractérisation du risque

Tout comme dans l'ÉRÉ préliminaire, l'indice de risque pour les végétaux et les invertébrés est calculé grâce à la valeur d'exposition et la valeur de référence. Les valeurs de référence utilisées ici sont les Toxicology Reference Values<sup>5</sup> (TRV) pour les mammifères et l'avifaune (cf tableau 20). Pour la fonge, aucun indice de risque ne pourra être calculé car il n'existe pas de valeur de référence spécifique à la fonge.

Pour les mammifères et l'avifaune, l'indice de risque sera basé sur la dose journalière d'exposition (DJE) et la valeur de référence. La DJE prend en compte l'exposition des entités par ingestion de substances contaminées. Elle s'exprime communément en mg de substance par kg de masse corporelle par jour. La DJE est calculée sur les mêmes bases que dans le cadre de la méthode US EPA.

Une Eco-SSL est la concentration d'un contaminant dans le sol pour laquelle l'exposition est égale à la dose sans effet ou valeur toxicologique de référence (VTR). L'expression de l'Eco-SSL pour la faune diffère de celle pour le biotope du sol. Considérant que l'exposition et les effets sur le biote du sol sont exprimés en concentrations de contaminants dans le sol, les expositions et les effets de la faune sont exprimés en doses (mg contaminant/kg de poids corporel/jour). Les estimations de dose sont fondées sur des modèles spécifiques aux contaminants dans le sol, sur les modèles alimentaires et les taux d'ingestion des espèces concernées ainsi que sur les modèles de taux d'ingestion de sol. Ainsi, les TRV prennent en compte la voie d'exposition par ingestion et via la chaîne alimentaire.

Pour des raisons de lisibilité, les tableaux suivants présenteront les indices de risques supérieurs à 1. Le tableau 37 présente les indices de risque pour la flore et les invertébrés calculés pour les stations A1 à A4 du site. Ils ne prennent pas en compte les entités cibles au niveau de l'espèce (malgré la réalisation d'inventaires) car les valeurs de référence disponibles ne sont valables pour que les groupes biologiques dans leur intégralité. Aucun

indice de risque n'a été calculé pour la fonge en raison de l'absence de valeur de référence spécifique à ces entités.

**Tableau 37** : Risques mis en évidence pour la flore et les invertébrés des stations étudiées

	Station	Substance	IR
<b>Flore</b>	1	plomb	15,83
		zinc	16,88
		cadmium	1,47
		arsenic	2,61
		mercure	85,19
	2	plomb	5
		zinc	3,75
		mercure	18,15
	3	plomb	4,08
		zinc	5,06
		mercure	17,78
	4	plomb	2,92
zinc		2,75	
mercure		13,70	
<b>Invertébrés</b>	1	plomb	1117,65
		zinc	22,50
	2	plomb	18,15
		zinc	352,94
	3	plomb	288,24
		zinc	6,75
	4	plomb	205,88
		zinc	3,67

Pour la flore, tous les contaminants sont préoccupants mais cette étude fait ressortir le mercure en plus des contaminants attendus qui sont le plomb, le zinc et le cadmium et qui présentent un IR supérieur à 1. Pour le mercure, la valeur de référence utilisée est une PNEC sol de 0,027 mg.kg<sup>-1</sup> alors que le fond pédogéochimique maximal de la région est de 0,489 mg.kg<sup>-1</sup> tout matériau parental confondu.

Sur la station A1, le cadmium et l'arsenic présentent un risque de respectivement 1,47 et 2,61. Ces indices de risque ne se retrouvent pas sur les stations A2 à A3.

Concernant les invertébrés, le plomb et le zinc présentent un IR supérieur à 1 sur les quatre stations. Les IR pour le plomb sont supérieurs à ceux du zinc. En effet, ils sont compris entre 18,15 et 117,65 pour le plomb et entre 3,67 et 22,50 pour le zinc.

Les indices de risque augmentent avec la contamination des sols d'A4 à A1 pour la flore et les invertébrés. Les IR pour les invertébrés sont plus élevés que ceux pour la flore ; cependant ceux pour la flore concernent plus de substances.

Pour les maillons supérieurs de l'écosystème, Le calcul d'une DJE par inhalation est possible ; cependant, il n'existe pas de valeur de référence permettant de calculer un IR. Des indices de risque par voie d'ingestion ont été calculés. Ceux supérieurs à 1 pour certaines espèces seront présentés dans les tableaux suivants.

Pour les mammifères, une distinction mâle/femelle a pu être réalisée grâce aux fiches d'espèces conçues par le CEAEQ. De même, ces fiches ont permis de prendre en compte le taux d'ingestion de sol de l'entité. Les espèces disposant d'une telle fiche sont le Campagnol agreste, le Campagnol des champs et le Renard roux.

Pour le Lièvre d'Europe, en raison d'un manque de données, aucun indice de risque n'a pu être calculé.

Pour l'avifaune, les fiches disponibles pour certaines espèces présentes sur les quatre stations ont été utilisées. Il s'agit des fiches portant sur le Faucon crécerelle, la Grive musicienne, le Merle noir, la Corneille noire et le Pigeon ramier.

En raison d'un manque de données, les IR pour le Vanneau huppé, la Pie bavarde et le Pouillot véloce n'ont pu être calculés sur l'ensemble des stations.

#### a.i. Station A1

Pour la station A1, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces de mammifères suivantes : le Lapin européen, le Campagnol agreste (mâle et femelle), le Campagnol roussâtre, le Mulot sylvestre, le Hérisson d'Europe, le Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 38** : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A1

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs mâle	plomb	2,52
	zinc	3,26
	cadmium	16,49
	arsenic	1,72
Campagnol des champs femelle	plomb	3,12
	zinc	4,05
	cadmium	20,41
	arsenic	2,13
Taupe d'Europe	cadmium	1,12

Le Campagnol agreste et la Taupe présentent eux des indices de risque supérieurs à 1. Pour le Campagnol, les IR concernent le plomb, le zinc, le cadmium et l'arsenic. L'indice de risque le plus important est celui du cadmium qui est de 16,49 pour le mâle et de 20,41 pour la femelle. La femelle présente ici une sensibilité accrue qui peut être en partie expliquée par la différence de poids avec le mâle de son espèce. Pour la Taupe, le seul IR supérieur à 1 est celui du cadmium.

**Tableau 39** : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A1

Espèce	Substance	IR
Perdrix	plomb	1,67
	cadmium	2,38
Faisan de Colchide	plomb	1,48
	cadmium	2,14
Pipit des arbres	plomb	3,25
	cadmium	1,20
Rossignol philomèle	plomb	1,35
Troglodyte mignon	plomb	4,09
	zinc	1,15
	cadmium	1,51
Coucou gris	plomb	1,62

Les espèces d'oiseaux ne présentant pas de risques sont la Chouette hulotte, le Rouge-gorge familier, le Pinson des arbres, la Grive musicienne, le Merle noir.

Les autres espèces pour lesquelles il existe un risque figurent dans le tableau 38. Ces indices de risque sont compris entre 1,20 et 4,09. La Perdrix, le Faisan et le Pipit présentent tous les trois des IR supérieurs à 1 pour le plomb et le cadmium allant respectivement de 1,48 à 3,25 pour le plomb et de 1,20 à 2,38 pour le cadmium. Le rossignol et le coucou n'encourent un risque que pour le plomb (1,35 et 1,62) tandis que le Troglodyte mignon présente des IR supérieurs à 1 pour le plomb, le zinc et le cadmium. Les IR les plus élevés sont ceux du Troglodyte mignon avec 4,09 pour le plomb et 1,15 pour le zinc et celui de la perdrix pour le cadmium avec 2,38.

#### a.ii. Station A2

Pour la station A2, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces suivantes : Lapin européen, Campagnol agreste (mâle et femelle), Campagnol roussâtre, Mulot sylvestre, Hérisson d'Europe, Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 40** : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A2

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs mâle	plomb	4,45
	zinc	1,37
	cadmium	1,64
	arsenic	1,38
Campagnol des champs femelle	plomb	5,51
	zinc	1,70
	cadmium	2,03
	arsenic	1,71

Sur cette station, une seule espèce de mammifères présente un risque supérieur à 1 pour le plomb, le zinc, le cadmium et l'arsenic. L'indice de risque le plus élevé étant celui du plomb (4,45 pour le mâle et 5,51 pour la femelle). La sensibilité aux contaminants est accrue chez la femelle en raison de la différence de poids entre les deux sexes.

**Tableau 41** : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A2

Espèce	Substance	IR
Pigeon ramier	plomb	11,83
	zinc	1,46
Faisan de Colchide	plomb	3,81
Troglodyte mignon	plomb	2,20
	zinc	1,02
Coucou gris	plomb	6,89
	zinc	3,22
	cadmium	2,91
	cuiivre	1,02

Les espèces d'oiseaux ne présentant pas de risque pour la station A2 sont l'Alouette des champs, le Rouge-gorge familier, le Pinson des arbres, la Grive musicienne et le Merle noir.

Le plomb présente un indice de risque supérieur à 1 pour le Pigeon (avec le plus fort indice égal à 11,83), le Faisan, le Troglodyte et le Coucou gris. Le zinc entraîne un risque pour le pigeon, le troglodyte et le coucou (indice le plus fort de 2,91) tandis que le cadmium ne concerne que le coucou gris avec un indice de 2,91. Le cuivre entraîne un risque pour le pipit des arbres et le coucou gris avec respectivement 2,27 et 2,91, bien que les végétaux et les invertébrés n'encourent pas de risque pour cette substance. Ceci peut s'expliquer par le régime alimentaire de ces deux espèces omnivores ou encore par une VTR basse.

Sur cette station, l'indice de risque le plus important est de 11,83 pour le pigeon ramier et concerne le plomb.

#### a.iii. Station A3

Pour la station A3, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces suivantes : Lapin européen, Mulot sylvestre, Taupe d'Europe, Hérisson d'Europe, Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 42** : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A3

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs mâle	plomb	3,06
	zinc	3,62
	cadmium	45,78
	arsenic	2,12
Campagnol des champs femelle	plomb	3,38
	zinc	4,49
	cadmium	56
	arsenic	2,62
Campagnol agreste mâle	cadmium	2,26
Campagnol agreste femelle	cadmium	2,75
Campagnol roussâtre	cadmium	1,35

Pour l'ensemble des espèces de ce tableau, l'IR du cadmium est supérieur à 1. Les indices de risque pour ce contaminant vont de 1,35 pour le Campagnol roussâtre à 56 pour le Campagnol agreste femelle. Pour le Campagnol des champs, on note également le plomb, le zinc et l'arsenic en plus. L'indice de risque pour l'arsenic est supérieur à 1 pour le Campagnol des champs mâle et femelle bien qu'aucun indice de risque pour la flore et les invertébrés n'ait été mis en évidence sur cette station.

**Tableau 43 :** Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A3

Espèce	Substance	IR
Perdrix	plomb	2,01
	zinc	1,10
	cadmium	6,61
Pigeon ramier	plomb	5,55
	zinc	3,05
	cadmium	18,46
Faisan de Colchide	plomb	1,79
	cadmium	5,94

L'avifaune ne présentant pas de risque comprend : le Troglodyte mignon, le Coucou gris, le Pipit des arbres, le Pinson des arbres, l'Accenteur mouchet, l'Etourneau sansonnet, la Grive musicienne et le Merle noir. Pour certaines espèces aux données manquantes, aucun risque n'a pu être calculé. Il s'agit de : l'Alouette des champs, de la Corneille noire, de la Mouette rieuse, et de la Bergeronnette printanière. Pour les trois espèces Perdrix, Pigeon ramier et Faisan, l'indice de risque pour le plomb et le cadmium est supérieur à 1 (respectivement de 1,79 à 5,55 et de 5,94 à 18,46). L'IR du zinc est également supérieur à 1 pour la Perdrix (1,10) et le pigeon (3,05). Pour cette station, le cadmium génère l'IR le plus important pour les trois espèces.

#### a.iv. Station A4

Sur la station A4, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces suivantes : le Campagnol roussâtre, le Mulot sylvestre, la Taupe d'Europe, le Hérisson d'Europe, le Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 44 :** Risques mis en évidence pour les mammifères sur A4

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs femelle	zinc	1,13
	cadmium	3,86
Campagnol des champs mâle	zinc	1,34
	cadmium	4,78
	arsenic	1,03

Le Campagnol des champs mâle présente un risque supérieur à 1 pour le zinc et le cadmium. Pour ces deux substances, la femelle présente des indices de risque supérieur à ceux du mâle

ainsi qu'un indice de risque supérieur à 1 pour l'arsenic. Une fois encore, la sensibilité de la femelle est mise en évidence.

**Tableau 45 : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur A4**

Espèce	Substance	IR
Troglodyte mignon	plomb	1,56

L'avifaune ne présentant pas de risque pour la station A4 se compose du Rouge-gorge familier, de l'étourneau sansonnet et du merle noir. Pour la mouette rieuse, aucun risque n'a pu être calculé en raison d'un manque de données. Sur cette station, le plomb entraîne un indice de risque supérieur à 1 (1,56) pour le Troglodyte mignon.

#### a.v. Bilan général

Pour la flore et les invertébrés, les indices de risque supérieurs à 1 sont les plus fréquemment observés pour le plomb, le zinc ainsi que le mercure. L'IR le plus important pour le plomb est de 1117,65 sur A1 ; pour le zinc, le plus élevé est de 352,94 sur A2 et enfin, pour le mercure, il est de 85,19 sur A1.

Pour les mammifères, les contaminants les plus impactants sont le plomb et le cadmium pour les stations A1 à A3 mais uniquement le plomb pour la station A4. Les espèces les plus sensibles sont le Campagnol des champs, la Taupe, le Campagnol agreste et le Campagnol roussâtre. De plus, l'IR le plus important de toutes les stations est pour le cadmium de 56 pour le Campagnol des champs femelle et de 45,72 pour le mâle. On peut noter une sensibilité accrue aux contaminants chez les femelles. Ce phénomène se retrouve dans de nombreuses études et chez de nombreuses espèces en raison des différences de poids. Au vu des indices de risque pour les mammifères, on peut dire que la station A4 est la moins polluée car une seule espèce est touchée.

Pour l'avifaune, les espèces les plus sensibles sont la perdrix, le faisan, le pipit des arbres, le rouge-gorge, le troglodyte mignon, le coucou gris ainsi que le pigeon ramier.

Le nombre d'espèces touchées diminue de la station A1 à la station A4 et passe de 6 à 1. Les stations A1 et A3 présentent un IR pour le plomb pour le faisan, la station A2 n'est concernée que pour le plomb. Les trois stations A1, A2 et A4 engendrent un risque pour le troglodyte mignon en raison du plomb dont l'indice est le plus important sur A1. Pour le Pipit des arbres, l'IR du cadmium est plus important sur la station A2 que sur A1. En général, on peut constater que les espèces du genre *Columba* (pigeon) sont bien plus sensibles que les autres espèces présentant la même exposition. Contrairement aux mammifères, pour l'avifaune aucune distinction mâle/femelle n'a pu être constatée.



Au vu des précédents tableaux, on peut dire que la problématique des stations concerne les substances suivantes : plomb, zinc, cadmium, arsenic et mercure.

Le plomb et le zinc engendrent un risque supérieur à 1, chez l'ensemble des groupes biologiques (flore, faune, mammifères, avifaune). Le cadmium entraîne un risque pour l'ensemble des groupes biologiques à l'exception des invertébrés du sol. L'arsenic présente un risque supérieur à un pour la flore et les mammifères. Seule la flore est touchée par le mercure et aucun indice de risque ne peut être calculé pour les invertébrés en raison de l'absence de valeur de référence.

La station A1 est la plus polluée et présente globalement des indices de risques importants. Néanmoins, pour les mammifères, la station la plus touchée est A3, avec 3 espèces différentes encourant un risque. Les différents IR sur cette station sont supérieurs aux autres IR relevés sur l'ensemble du site.

#### III.3.1.2.5. Conclusion de l'ÉRé et recommandations

Au cours de cette étude, des risques ont été mis en évidence pour les différents récepteurs présents sur le site. La problématique majeure de ces quatre stations est la contamination en plomb, zinc, cadmium et arsenic. Le mercure est également apparu comme impactant lors de cette étude pour la flore et les invertébrés.

Concernant la fonge, aucun risque n'a pu être calculé en raison de l'absence de valeur spécifique de référence. Cependant sa contamination a été prise en compte pour les espèces fongivores dans le calcul de la DJE des mammifères et de l'avifaune grâce aux modélisations réalisées sur le logiciel TERRASYS®.

La mammalofaune encourt également un risque avec ces quatre substances en règle générale. On peut noter également que, pour les espèces pour lesquelles des données distinctes mâle/femelle étaient disponibles, grâce aux fiches d'espèces réalisées par le CEAEQ, une sensibilité plus importante à la contamination a été mise en évidence chez les femelles. Cette différence, démontrée dans de nombreuses études, est liée notamment à la différence de poids. En ce qui concerne l'avifaune, le plomb, le zinc et le cadmium entraînent des risques pour la majorité des espèces.

En s'intéressant à la chaîne alimentaire, on aurait pu s'attendre à une influence de la consommation de fonge en raison de son caractère bioaccumulateur mais les résultats ne permettent pas de valider cette hypothèse.

De la même manière, les résultats de cette étude ne mettent pas en évidence le phénomène de bioamplification le long de la chaîne alimentaire. Les indices de risque diminuent au fur et à mesure de l'enchaînement oiseaux<mammifères<flore<invertébrés. Ainsi, les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) présentent des IR relativement faibles. Ceci ne peut pas être entièrement expliqué par la pondération de la DJE qui prend en compte l'aire de répartition (ensemble de la zone de nourrissage de l'entité). Il est donc possible que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

Les incertitudes pouvant être relevées sont de plusieurs types. Tout d'abord, aucun indice de risque n'a pu être calculé pour la fonge ainsi que pour certaines espèces d'oiseaux et de mammifères.

Sur le calcul de risque en lui-même, plusieurs éléments sont à ne pas négliger :

- la prise en compte de la DJE orale uniquement (la DJE inhalation ne pouvant être calculée en raison de l'absence de PNEC spécifique),
- la non-prise en compte de l'ingestion de sol pour certaines espèces (les données n'étant pas disponibles pour l'ensemble des entités concernées),
- la non-prise en compte de l'ingestion d'eau (pas de données disponibles),
- la seule prise en compte du régime alimentaire principal dont les informations pouvaient être parfois lacunaires suivant les espèces,
- la modélisation des concentrations retrouvées dans les différents aliments,
- la différenciation d'un risque mâle et femelle non systématique en raison de la disponibilité des données.

En effet, certaines informations ont pu être complétées et/ou vérifiées grâce aux fiches d'espèces réalisées par le CEAEQ. Cependant, seules quelques espèces présentes sur notre site d'étude y figuraient. Pour ces dernières, un calcul de DJE par voie d'inhalation et pondéré par l'aire de répartition pouvait être effectué. Néanmoins, les valeurs de référence spécifiques aux espèces ne sont pas déterminées. Aucun indice de risque n'a donc pu être calculé pour cette voie d'exposition.

Malgré tout, les incertitudes liées à la consommation de ressources contaminées et au profil d'exposition ont été limitées en partie grâce à la pondération de la DJE par l'aire de répartition de l'espèce.

Les indices de risques ainsi calculés souffrent d'une fiabilité assez faible. Il semble qu'ils ne puissent être utilisés en valeur absolue. Néanmoins, ils permettent d'identifier des cibles et des agents de stress. Ainsi, même si le manque de fiabilité ne permet pas de s'attacher à la valeur brute, ces IR d'ampleur différente traduisent, sans doute, une significativité du risque différente car par définition une probabilité plus forte d'apparition des effets néfastes.

De ce fait, le gestionnaire peut s'appuyer sur ces IR décider des actions prioritaires à mettre en place en fonction des cibles à préserver.

### **III.3.1.3. Résultats du site B**

#### **III.3.1.3.1. Contexte et planification**

Dans cette partie, les éléments relevant de l'évaluation ont été décrits à savoir les énoncés de décisions, les entités cibles de l'ÉRÉ et l'objectif général attendu.

##### *a. Énoncés de décision et approche retenue*

Les énoncés de décision ont été élaborés en suivant la méthodologie du CEAEQ et sont :

1. Déterminer si la contamination résiduelle du terrain entraîne un risque pour les entités écologiques qui y sont présentes et répondre aux questions suivantes :
  - Quelles sont les zones du site les plus contaminées ?
  - Quel est le compartiment biocénotique touché ?
  - Quelle est l'importance dans l'écosystème de(s) l'espèce(s) touchée(s) ?
2. Déterminer si la contamination du terrain altère la pérennité d'entités écologiques présentes et l'impact de leur éventuelle disparition sur l'écosystème.
3. Déterminer les recommandations à but écologique pouvant être avancées dans le cadre de la gestion du site, notamment concernant la zone de décharge

D'après la méthodologie employée par le CEAEQ, le choix de l'approche d'évaluation est fonction du contexte d'application. Pour cette étude, la situation qui est la protection de la diversité biologique, nécessite une évaluation des risques écotoxicologiques et non pas une évaluation du danger écotoxicologique.

*b. Identification a priori des entités biologiques ou écologiques à considérer*

Le site, dont une partie est classée en ZNIEFF, est situé à proximité de boisements ouverts ainsi qu'à proximité de zones humides, d'une rivière et de rigoles. La pollution du site lors de son activité a pu toucher à la fois le sol mais également le milieu aquatique. Sont donc retenus ici, les groupes biologiques jugés les plus vulnérables à une pollution des sols et du milieu aquatique telles que la flore aquatique et terrestre, les champignons, les invertébrés du sol, les invertébrés du sédiment, la mammalofaune, la piscifaune et les espèces d'amphibiens.

En effet, la flore vasculaire est en contact racinaire permanent avec le milieu et les contaminants qu'il contient et peut absorber ou adsorber les polluants au niveau de ses racines. De plus, il est possible que des dépôts de contaminants se forment sur ses parties aériennes. La flore vasculaire est sensible à la bioaccumulation. La flore peut être prise en compte est arborée, herbacée ou encore arbustive. Les champignons sont également en contact permanent avec le milieu contaminé. Ils peuvent absorber ou adsorber des substances toxiques et peuvent les bioaccumuler. Les invertébrés du sol sont en contact direct permanent avec le sol, l'exposition peut donc être cutanée, orale ou avoir lieu par le biais de l'inhalation. Il en va de même pour les invertébrés du sédiment et les sédiments.

La mammalofaune est également en contact direct permanent avec le sol (terriers, déplacements). De plus, elle consomme les ressources végétales, fongiques ou encore animales contaminées. Les amphibiens et les poissons sont en contact direct avec les eaux contaminées ainsi qu'avec les sédiments. De plus, ils consomment des ressources alimentaires pouvant être contaminées telles que la flore ou encore les invertébrés.

Au cours de l'étude il sera éventuellement nécessaire de prendre en considération l'avifaune en raison des liens présents au niveau des chaînes alimentaires.

*c. Objectif général*

L'objectif d'étude du site B est d'estimer l'impact de la pollution résiduelle du site après activités sur l'écosystème, d'identifier les types de recommandations pouvant être mises en place dans le cadre de la gestion du site et enfin de déterminer l'usage de la zone de décharge.

III.3.1.3.2. Évaluation quantitative des risques pour les écosystèmes

L'évaluation quantitative va porter sur les récepteurs, contaminants et les conditions d'exposition identifiés comme problématiques dans l'évaluation préliminaire. Elle calcule plus précisément la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur spécifique.

### a. Modèle conceptuel

Cette phase a pour objectif de réviser et de préciser le modèle conceptuel proposé lors de l'éré préliminaire. Les hypothèses de perturbation associées aux paramètres d'évaluation pour lesquelles un risque estimé supérieur à 1 a été obtenu vont être revues.

#### a.i. Analyse de la source de stress

L'ensemble des contaminants jugés préoccupants lors de la Péré sont à prendre en compte pour cette éré quantitative.

**Tableau 46 : Contaminants pris en compte dans le cadre del'ééré quantitative**

	Flore terrestre	Invertébrés du sol	Mammifères	Avifaune
Arsenic	x			
Cadmium			x	x
Chrome			x	x
Cuivre	x		x	x
Manganèse	x			
Mercuré	x			
Nickel	x			x
Plomb	x	x	x	x
Zinc	x	x	x	x
Benzène	x	x	x	x
Toluène	x	x	x	x
Xylènes	x	x	x	x
Trichloroéthylène	x	x	x	x
Tétrachloroéthylène	x	x	x	x
Tétrachlorure de carbone	x	x	x	x
Benzo(a)fluoranthène		x		
Benzo(a)anthracène		x		
Fluoranthène		x	x	
Benzo(a)pyrène		x		
Chrysène		x		
Naphtalène		x		
Phénanthrène		x		
Pyrène		x		

En ce qui concerne l'exposition aquatique, pour l'ensemble des groupes biologiques, les contaminants suivants sont à retenir :

- les cyanures,
- l'arsenic,

- le chrome,
- le cuivre,
- le zinc,
- le cobalt,
- le manganèse,
- le naphthalène,
- et le pyrène.

Ceux contenus dans les sédiments sont, quant-à-eux :

- le cuivre,
- le nickel,
- le plomb,
- le naphthalène,
- l'acénaphthène,
- le fluorène,
- le phénanthrène,
- l'anthracène,
- le fluoranthène,
- le pyrène,
- le chloroforme,
- et le tétrachlorure de carbone.

#### a.ii. Analyse de l'écosystème étudié

Les récepteurs retenus sont les entités biologiques et/ou écologiques présentes dans les limites spatiales de l'étude pouvant être exposées directement ou indirectement (chaîne alimentaire) aux contaminants et dont il est possible d'identifier les voies d'exposition. Dans cette étude, l'intérêt est porté sur les récepteurs visant la protection de la diversité biologique. De ce fait le niveau d'organisation d'intérêt est l'individu.

#### a.iii. Formulation des hypothèses

Les hypothèses de cette évaluation sont les suivantes :

##### Hypothèses concernant la flore terrestre et aquatique

1. La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
2. La contamination de l'eau en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
3. Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.
4. La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.

### Hypothèses concernant la fonge

5. La contamination du sol en contact direct avec le mycélium peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
6. Ces effets peuvent entraîner une modification de l'habitat forestier, notamment s'ils entraînent une perturbation de la relation symbiotique entre les champignons mycorhiziens et les arbres, (Guinberteau & Courtecuisse, 1997).
7. La contamination du sol peut entraîner une perturbation de l'activité de décomposition de la matière organique en matière minérale, une perturbation des ressources et de la chaîne alimentaire.
8. En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.

### Hypothèses concernant les invertébrés du sol et des sédiments

9. La contamination du sol peut entraîner des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
10. La contamination des sédiments peut entraîner des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
11. La contamination de l'eau peut entraîner des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
12. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique du sol. Cette perturbation est susceptible de modifier la ressource immédiate disponible pour la flore et d'entraîner des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème.
13. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique des sédiments.
14. L'accumulation des contaminants chez les invertébrés du sol et/ou des sédiments peut se transférer dans la chaîne alimentaire.

### Hypothèses concernant les mammifères

15. Les mammifères peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, terriers, etc.), d'eau et par ingestion de nourriture contaminée (Beyer *et al.*, 1994). Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.

16. La contamination du sol et de l'eau touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

#### Hypothèses concernant la faune aviaire

17. La faune aviaire peut être exposée à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
18. La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

#### Hypothèses concernant la faune aviaire liée aux milieux aquatiques

19. Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par inhalation et consommation d'eau. Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
20. Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par contact direct avec l'eau. Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
21. La faune aviaire peut être exposée à la contamination par contact direct avec les sédiments contaminés. Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
22. La consommation de ressources contaminées et/ou le contact avec les milieux contaminés peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

Afin de valider ces hypothèses, il sera nécessaire de déterminer les liens entre les espèces de manière plus détaillées ainsi que les teneurs en contaminants afin de pouvoir estimer les transferts de contaminants de manière plus précise. De plus, il faudra s'assurer de sélectionner des espèces représentatives du site d'étude, c'est-à-dire présentes mais aussi participant à l'écosystème.

Certaines hypothèses de risque ne sont pas prises en compte sont les suivantes. Cependant, elles le sont dans les incertitudes de l'évaluation.



23. La contamination du sol peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction.
24. La contamination de l'eau peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction.
25. La contamination des sédiments peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) ou ingestion et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction. En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également cette voie d'exposition comme négligeable voire non applicable. De plus, aucune VTR n'est applicable pour les mammifères pour cette voie d'exposition.
26. La faune aviaire peut être contaminée par l'inhalation ou l'ingestion de particules de sol contaminées (nourriture contaminée par du sol, graines, etc.).
27. La faune aviaire peut être contaminée par l'inhalation d'eau contaminée. En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également que cette voie est peu pertinente.
28. La contamination des sédiments peut atteindre l'avifaune par contact direct (déplacements) ou ingestion et entraîner des effets néfastes sur sa survie et sa reproduction.

#### a.iv. Le modèle conceptuel

Les modèles conceptuels sont disponibles ci-après. Ces modèles présentent les relations trophiques entre les espèces, les niveaux d'organisation biologique ainsi que les voies d'exposition.

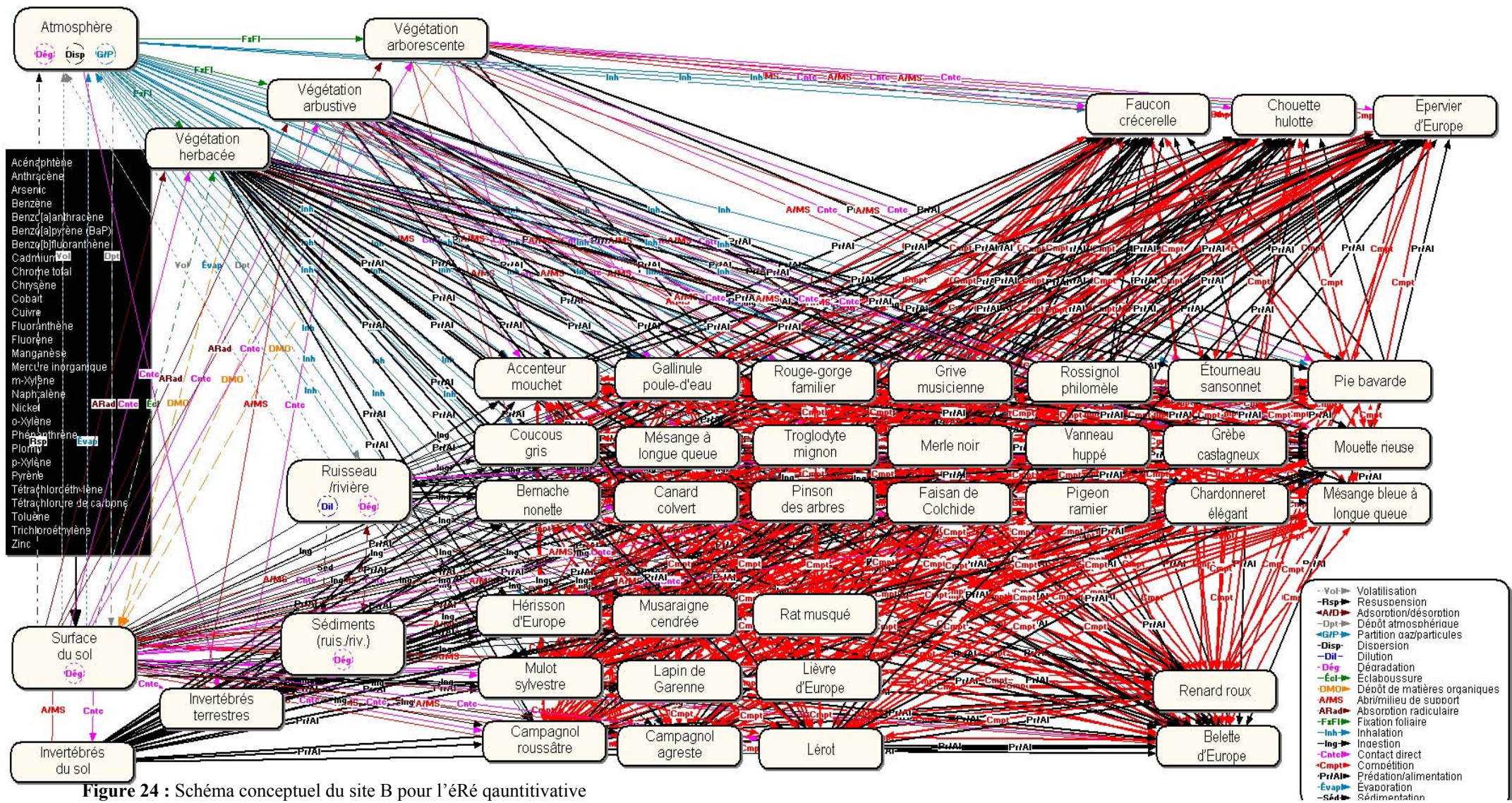


Figure 24 : Schéma conceptuel du site B pour l'éré quantitative

*b. Profils d'exposition et de réponse*

Les profils d'exposition pour les entités présentes sur le site sont les suivants :

**Tableau 47 : Profil d'exposition pour le site B**

Espèce	Régime alimentaire	Durée d'exposition	Intensité de l'exposition	Voie(s) d'exposition	Variation(s) de l'exposition
<b>FLORE (terrestre et aquatique)</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact racinaire Dépôts foliaires	Saisonnière (défoliation)
<b>FONGE</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact mycélium Dépôts foliaires	Saisonnière
<b>INVERTEBRES terrestres et benthiques</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact direct	
<b>AMPHIBIENS</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact direct	
<b>MAMMALOFAUNE</b>	Herbivores	Toute l'année	De faible (non nicheurs herbivores) à forte (nicheurs dans le sol, omnivores)	Contact direct Ingestion de sol/d'eau Ingestion de ressources contaminées Inhalation de particules de sol/d'eau	Contamination de la ressource Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, gestation) Mode de vie (hibernation)
	Omnivores				
	Prédateurs				
<b>AVIFAUNE</b>	Non nicheurs herbivores	Printemps – été	Modérée	Contact direct Ingestion de sol/d'eau Ingestion de ressources contaminées	Espèce migratrice Contamination de la ressource Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)
	Non nicheurs omnivores	Printemps – été			
	Non nicheurs prédateurs	Printemps – été			
	Nicheurs herbivores	Toute l'année	Forte	Contact direct Ingestion de sol/d'eau Ingestion de ressources contaminées	Contamination de la ressource Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)
	Nicheurs omnivores	Toute l'année	Forte		
	Nicheurs prédateurs	Toute l'année	Forte		

### c. Caractérisation du risque

Tout comme dans l'éRé préliminaire, l'indice de risque pour les végétaux et les invertébrés est calculé grâce à la valeur d'exposition et la valeur de référence.

Pour les mammifères et l'avifaune, l'indice de risque sera basé sur la dose journalière d'exposition (DJE) et la valeur de référence. Les valeurs de référence utilisées ici sont les Toxicology Reference Values (TRV ou VTR) pour les mammifères et l'avifaune (cf tableau 24). La DJE prend en compte l'exposition des entités par ingestion de substances contaminée. Elle s'exprime communément en mg de substance par kg de masse corporelle par jour. Dans les calculs, la DJE utilisées sera la DJE pondérée avec l'aire de répartition.  $DJE\ orale = A/HR$  (A est l'aire de la station et HR l'aire de répartition de l'espèce concernée).

Le site d'étude présente plusieurs cours d'eau, une DJE par ingestion d'eau sera donc calculée. Une DJE par inhalation peut également être réalisée ; cependant, il n'existe pas de valeur de référence spécifique à cette voie et aucun IR ne pourra donc en être issu.

Des méthodes expérimentales ont été utilisées afin de déterminer les espèces concernées (inventaires écologiques) ainsi que les niveaux de contamination présents dans les sols et les végétaux. Une modélisation a été réalisée grâce au logiciel TERRASYS® afin de déterminer les concentrations en contaminants chez les invertébrés, les mammifères et les fruits.

#### c.i.1. Estimation et interprétation du risque pour les végétaux et les invertébrés

Le tableau 48 regroupe les VTR choisies pour le calcul des indices de risque.

**Tableau 48 :** Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque de la flore et des invertébrés

		Type de valeurs	Substance	Valeur
<b>FLORE TERRESTRE</b>	<b>ETM</b>	ECO-SSL (mg/kg)	Plomb	120
		ECO-SSL (mg/kg)	Zinc	160
		ECO-SSL (mg/kg)	Cadmium	32
		ECO-SSL (mg/kg)	Nickel	38
		ECO-SSL (mg/kg)	Arsenic	18
		PNEC <sub>sol</sub> (mercure inorganique)	Mercure	0,027
	<b>HAP</b>	ECO-SSL (mg/kg)	Cuivre	70
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	B(k)F	717,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Fluoranthène	0,08
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Bap	0,32
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Acenaphtène	3,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ant	0,03
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Naph	0,30
	<b>BTEX</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Phenanthrène	0,75
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Pyr	0,1
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Benzène	0,226
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Toluène	0,339
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ethylbenzène	0,108
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	M-Xylènes	0,154
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Tétra	0,011
PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)		Trichlo	0,275	

<b>FLORE AQUATIQUE</b>	<b>ETM</b>	PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Arsenic	4,4
		PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Chrome	4,7
		PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	Zinc	7,8
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	naphtalène	12
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	trichlo	115
<b>INVERTEBRES TERRESTRES</b>	<b>ETM</b>	ECO-SSL (mg/kg)	Plomb	1,7
		ECO-SSL (mg/kg)	Zinc	120
		ECO-SSL (mg/kg)	Cadmium	140
		ECO-SSL (mg/kg)	Nickel	280
		ECO-SSL (mg/kg)	Cuivre	80
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	B(k)F	717,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Fluoranthène	0,08
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Bap	0,32
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Acenaphtène	3,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ant	0,03
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Naph	0,30
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Phenanthrène	0,75
	<b>BTEX</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Pyr	0,1
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Benzène	0,226
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Toluène	0,339
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ethylbenzène	0,108
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	M-Xylènes	0,154
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Tétra	0,011
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Trichlo	0,275
<b>INVERTEBRES AQUATIQUES</b>	<b>ETM</b>	PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Arsenic	4,4
		PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Chrome	4,7
		PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	Zinc	7,8 ou 8,6
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	naphtalène	12
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	trichlo	115

Les tableaux 49 et 50 présentent les indices de risque pour la flore et les invertébrés. Pour les indices concernant la flore et les invertébrés, ils prennent en compte les groupes biologiques mais pas les espèces détaillées car les valeurs de référence disponibles ne sont valables que pour les groupes biologiques.

**Tableau 49 :** Indices de risque pour la flore terrestre

Paramètres	Indice de risque
Arsenic	2,11
Cuivre	1,86
Manganèse	1,91
Mercure	259,26
Nickel	4,47
Plomb	18,33
Zinc	10,00
Acénaphtène	2,34
Anthracène	633,33
Naphtalène	206,66
Phénanthrène	125,33
Pyrène	920,00
Benzène	1,33
Toluène	2,65
Ethylbenzène	1,85

Méta et para xylènes	16,23
Ortho xylènes	8,29
Trichloroéthylène	80,00
Tétrachloroéthylène	70,8
Tétrachlorure de carbone	117,65

**Tableau 50 :** Indices de risque pour les invertébrés du sol

Paramètres	Indice de risque
Cuivre	1,62
Plomb	1294,12
Zinc	13,33
Mercure	259,26
Benzo(b)fluoranthène	2,76
Benzo(a)anthracène	2,45
Fluoranthène	4,83
Benzo(a)pyrène	1,65

Chrysène	2,41
Naphtalène	2,14
Phénanthrène	3,24
Pyrène	3,17
Benzène	1,32
Toluène	2,65
Méta et para xylènes	16,23
Ortho xylènes	8,30
Trichloroéthylène	80,00
Tétrachloroéthylène	70,80
Tétrachlorure de carbone	117,65

Les contaminants engendrant un risque pour la flore terrestre sont les suivants : l'arsenic, le cuivre, manganèse, mercure, nickel, plomb, zinc, acénaphène, anthracène, naphtalène, phénanthrène, pyrène, benzène, toluène, les xylènes, le trichloréthylène, tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Ces indices de risque s'échelonnent de 1,3 pour le benzène à 920 pour le pyrène.

Chez les invertébrés du sol, les éléments présentant un indice de risque supérieur à 1 sont présentés dans le tableau 42. Certains éléments sont également retrouvés comme entraînant un risque chez la flore terrestre ; ce sont le cuivre, le plomb, le zinc, le mercure, le benzène, le toluène, les xylènes, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et enfin le tétrachlorure de carbone. Les indices de risque sont compris ici entre 1,32 pour le benzène et 1294 pour le plomb.

**Tableau 51** : Indices de risque pour la flore et les invertébrés aquatiques, les mammifères et l'avifaune  
(exposition aquatique)

Substances	Indice de risque
Cyanures totaux	87,72
Arsenic	1181,82
Chrome	4,12
Cuivre	6250,00
Zinc	4651,163
Cobalt	100,00
Manganèse	22,00
Naphtalène	1,167
Pyrène	5,00

Les PNEC utilisées sont des PNEC par milieu (PNEC eau) ; c'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous les groupes biologiques vivant dans le milieu concerné. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : les cyanures, l'arsenic, le chrome, cuivre, zinc, cobalt, manganèse, naphtalène et le pyrène. Ils s'échelonnent de 1,17 pour le naphtalène à 4651 pour le zinc.

Tout comme pour l'eau, les PNEC utilisées ici sont communes à la flore, aux invertébrés, aux mammifères et à l'avifaune. C'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous ces groupes biologiques. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : le cadmium, le cuivre, nickel, plomb, naphtalène, l'acénaphène, le fluorène, phénanthrène, fluoranthène, pyrène, chloroforme et le tétrachlorure de carbone. Ils s'échelonnent de 1,41 pour le chloroforme à 1869,57 pour le phénanthrène. Les contaminants de l'eau qui se trouvent également dans les sédiments sont le cuivre et le pyrène.



**Tableau 52** : Indices de risque pour la flore et les invertébrés aquatiques, les mammifères et l'avifaune  
(exposition via les sédiments)

Substances	Indice de risque
Cadmium	2,04
Cuivre	465,00
Nickel	44,50
Plomb	23,67
Naphtalène	5,58
Acénaphène	22,72
Fluorène	12,80
Phénanthrène	1521,74
Anthracène	14,79
Fluoranthène	1869,56
Pyrène	31,67
Chloroforme	1,42
Tétrachlorure de carbone	3,51

Les contaminants se retrouvant dans l'ensemble des entités du site sont : le cuivre, le plomb, le zinc, le benzène, le toluène, le trichloréthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. D'après les indices de risque, la flore est plus sensible que les invertébrés malgré le contact permanent qu'ont ces derniers avec le sol. Pour les IR calculés dans l'eau, aucune comparaison n'est possible car ils sont identiques pour l'ensemble des entités. Il en va de même pour les indices de risque liés au sol, à l'exception des métaux.

#### *c.i.2. Estimation et interprétation du risque pour les mammifères et les oiseaux*

Pour les mammifères et l'avifaune, les valeurs de référence sont identiques pour les contaminants suivants : le benzène, fluoène, les xylènes, tétrachloroéthylène, toluène et trichloroéthylène. Pour les HAP, seule une valeur de référence globale est disponible.

Pour les maillons supérieurs de l'écosystème, une distinction entre la DJE pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé et la DJE pour l'ingestion d'eau sera faite et deux indices de risque distincts seront calculés. Le calcul d'une DJE par inhalation est possible ; cependant, il n'existe pas de valeur de référence permettant de calculer un IR.

Pour les mammifères, une distinction mâle/femelle a pu être faite grâce aux fiches d'espèces conçues par le CEAEQ. Les espèces disposant de telles fiches sont le Campagnol agreste, le Campagnol roussâtre, le Renard roux, la Belette, le Rat musqué et la Musaraigne cendrée. Pour l'avifaune, des fiches existent pour l'Etourneau, le Merle, le Pigeon, le Canard colvert, la Mouette, la Bernache, l'Epervier et enfin la Mésange.

Le tableau 53 regroupe les VTR choisies pour le calcul des indices de risque.

**Tableau 53** : Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque des oiseaux et des mammifères

Type de valeur	Type de valeur	Mammifères ingestion (sol et aliment)	Avifaune ingestion (sol et aliment)	Type de valeur	Mammifères ingestion d'eau	Avifaune ingestion d'eau
Acénaphthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	3,7	3,7
Anthracène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,063	0,063
Arsenic	TRV (g dw/kg bw/d)	1,04	2,24	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	4,4	4,4
Benzène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,226	0,226	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	80	80
Benzo(a)anthracène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	/	/
Benzo(a)pyrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,05	0,05
Benzo(a) fluoranthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	2,7.10-8	2,7.10-8
Cadmium	TRV (g dw/kg bw/d)	0,77	1,47	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,21	0,21
Chrome total	TRV (g dw/kg bw/d)	2,40	2,66	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	4,7	4,7
Chrysène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	/	/
Cobalt	TRV (g dw/kg bw/d)	7,33	7,61	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,5	0,5
Cuivre	TRV (g dw/kg bw/d)	5,6	4,05	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	1,6	1,6
Fluoranthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,00012	0,00012
Fluorène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,077	0,077	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,00025	0,00025
Manganèse	TRV (g dw/kg bw/d)	51,5	179	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	15	15
Mercure	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	4,7.10-8	4,7.10-8
m-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,482	0,482	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	47	47
Naphatalène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	12	12
Nickel	TRV (g dw/kg bw/d)	1,70	6,71	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,5	0,5
o-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,0482	0,0482	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	10	10
Phénantrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,00134	0,00134
Plomb	TRV (g dw/kg bw/d)	4,7	1,63	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	5	5
p-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,168	0,168	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	26	26
Pyrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	2,5.10-8	2,5.10-8
Tétrachloroéthylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,113	0,113	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	51	51
Tétrachlorure de carbone	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	/	/
Toluène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,34	0,34	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,074	0,074
Trichloroéthylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,275	0,275	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	115	115
zinc	TRV (g dw/kg bw/d)	75,4	66,1	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	7,8	7,8

Sur le site B, les espèces n'encourant pas de risques chez les mammifères sont les suivantes : Léroty, Mulot sylvestre, Hérisson d'Europe, Campagnol roussâtre mâle et femelle, le Rat musqué mâle ou femelle ainsi que les prédateurs qui sont le Renard roux et la Belette.

Le Campagnol agreste encourt un risque pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb, le trichloroéthylène et le zinc. Le p-xylène provoque un IR supérieur à 1 pour la femelle. Les IR vont de 5,22 (trichloroéthylène) à 29637,27 (plomb) pour le mâle et de 1,14 (p-xylène) à 36687,48 (plomb). La femelle présente une sensibilité accrue à ces contaminants et présente des IR supérieurs à ceux du mâle. Ce constat peut être expliqué par la différence de poids entre mâle et femelle. Pour cette espèce, le contaminant engendrant le plus fort indice de risque est le plomb.

**Tableau 54** : Risques mis en évidence pour les mammifères du site B pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Campagnol agreste mâle	Arsenic	2409,95	Campagnol agreste femelle	Arsenic	2983,24
	Cadmium	281,17		Cadmium	348,01
	Chrome total	8766,68		Chrome total	10852,37
	Cuivre	424,02		Cuivre	524,80
	Fluorène	8,18		Fluorène	9,68
	Nickel	50427,74		Nickel	62426,15
	Plomb	29637,28		Plomb	36687,48
	Trichloroéthylène	5,22		p-xylène	1,14
	zinc	18098,55		Trichloroéthylène	6,18
			zinc	22404,83	
Lapin de garenne	Arsenic	3,45	Lièvre d'Europe	Arsenic	4,18
	Chrome total	4,19		Cadmium	2,06
	Cuivre	1,67		Chrome total	8,04
	Fluorène	6,69		Cuivre	3,35
	Nickel	5,54		Fluorène	14,26
	Plomb	25,08		Nickel	10,73
	Trichloroéthylène	4,24		Plomb	53,04
	zinc	1,20		p-xylène	1,68
				Trichloroéthylène	9,06
		zinc	2,40		
Musaraigne cendrée mâle	Arsenic	6,63	Musaraigne cendrée femelle	Arsenic	6,73
	Cadmium	46,63		Cadmium	47,38
	Chrome total	1,49		Chrome total	1,51
	Cuivre	13,63		Cuivre	13,83
	Plomb	27,47		Nickel	1,97
	zinc	31,54		Plomb	27,87
			zinc	32,01	

Les IR pour le Lapin de garenne vont de 1,20 (zinc) à 25,08 (plomb). Ils concernent l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb, le trichloroéthylène ainsi que le zinc tout comme pour le lièvre pour lequel il faut ajouter le cadmium et le p-xylène. Pour le Lièvre, les indices se situent de 1,63 (p-xylène) à 53,04 (plomb).

Chez la Musaraigne cendrée, les différents contaminants engendrant un risque sont : l'arsenic, le cadmium, le chrome total, le cuivre, le plomb et le zinc. La femelle encoure également un risque pour le nickel. Les indices de risque s'échelonnent de 1,49 (chrome total) à 46,63 (cadmium) pour la Musaraigne mâle et de 1,51 (chrome) à 47,32 (cadmium) pour la femelle. Cette fois encore, la sensibilité de la femelle est mise en évidence.

Chez l'ensemble des mammifères, les deux contaminants les plus préoccupants par ingestion sont le plomb et le cadmium.

**Tableau 55 : Risques mis en évidence pour l'avifaune du site B pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé**

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Bernache nonette mâle	Arsenic	1,46	Bernache nonette femelle	Arsenic	1,75
	Chrome total	5,46		Cadmium	1,03
	Cuivre	3,48		Chrome total	6,54
	Fluorène	10,73		Cuivre	4,18
	Nickel	2,04		Fluorène	12,87
	Plomb	115,20		Nickel	2,45
	p-xylène	1,27		Plomb	138,17
	Trichloroéthylène	6,82		p-xylène	1,52
zinc	2,12	Trichloroéthylène	8,17		
			zinc	2,55	
Canard colvert mâle	Arsenic	3,17	Canard Colvert femelle	Arsenic	3,65
	Cadmium	8,22		Cadmium	9,66
	Chrome total	9,03		Chrome total	10,31
	Cuivre	10,68		Cuivre	12,40
	Fluorène	17,10		Fluorène	19,50
	Nickel	3,36		Nickel	3,84
	o-xylène	1,12		o-xylène	1,29
	Plomb	205		Plomb	234,76
	p-xylène	2,02		p-xylène	2,30
	Trichloroéthylène	10,86		Tétrachloroéthylène	1,1
zinc	13,49	Trichloroéthylène	12,39		
		zinc	15,81		
Pigeon ramier mâle	Chrome total	1,54	Pigeon ramier femelle	Chrome total	1,67
	Cuivre	1,93		Cuivre	2,12
	Fluorène	2,58		Fluorène	2,80
	Plomb	28,66		Plomb	31,18
	Trichloroéthylène	1,64		Trichloroéthylène	1,78
Faisan de Colchide	Arsenic	1,14	Coucou gris	Plomb	1,85
	Chrome total	4,02			
	Cuivre	3,17			
	Fluorène	7,78			
	Nickel	1,55			
	Plomb	84,07			
Trichloroéthylène	4,94				
Grèbe	Arsenic	25,78	Pie bavarde	Fluorène	1,61
	Benzène	2,69		Plomb	19,09
	Cadmium	38,60		Trichloroéthylène	1,02
	Chrome total	291,18	Pinson des arbres	Plomb	1,18
	Cobalt	8,78	Chardonneret élégant	Plomb	4,26
	Cuivre	240,00	Rougegorge familier	Plomb	5,82
	Fluorène	892,75		zinc	1,09
	Manganèse	17,82	Rossignol philomèle	Plomb	5,32
	m-xylène	44,63	Mésange à longue queue et mésange bleue	Cadmium	1,62
	Nickel	229,33		Cuivre	1,24
	o-xylène	84,013		Plomb	5,40
	Plomb	15030,08		zinc	2,38
	p-xylène	173,24	Troglodyte mignon	Cadmium	2,46
	Tétrachloroéthylène	89,59		Cuivre	1,98
	Toluène	32,16		Plomb	12,26
	Trichloroéthylène	1133,81		zinc	3,65
	zinc	355,35			
	Merle noir mâle	Cadmium	1,48	Merle noir femelle	Cadmium
Cuivre		1,24	Cuivre		1,28
Plomb		9,00	Plomb		9,31
zinc		2,21	zinc		2,30
Mouette rieuse mâle	Arsenic	1,90	Mouette rieuse femelle	Arsenic	2,39
	Benzène	21,93		Benzène	27,81
	Cadmium	5,37		Cadmium	6,80
	Chrome total	3,50		Chrome total	4,38
	Cobalt	3,28		Cobalt	4,15

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
	Cuivre	5,23		Cuivre	6,60
	Fluorène	2,31		Fluorène	2,82
	m-xylène	5,21		m-xylène	6,60
	Nickel	1,14		Nickel	1,42
	o-xylène	51,48		o-xylène	65,28
	Plomb	35,26		Plomb	43,61
	p-xylène	14,94		p-xylène	18,93
	Tétrachloroéthylène	4,48		Tétrachloroéthylène	5,67
	Toluène	7,31		Toluène	9,27
	Trichloroéthylène	2,86		Trichloroéthylène	3,56
	zinc	7,20		zinc	9,11

Sur le site B, l'avifaune n'encourant pas de risques est constituée des espèces suivantes : Vanneau huppé, Gallinule poule d'eau, Grive musicienne, Accenteur mouchet, Etourneau sansonnet, Faucon crécerelle, Chouette hulotte et Epervier d'Europe. On remarque ainsi que les prédateurs de fin de chaîne ne sont pas touchés. La Bernache nonette présente un IR supérieur à 1 pour les contaminants suivants : arsenic, chrome, cuivre, fluorène, nickel, plomb, p-xylène, trichloréthylène et zinc. Pour la Bernache femelle, le cadmium induit également un IR supérieur à 1. Les IR pour cette espèce s'échelonnent de 1,27 (p-xylène) à 115,20 (plomb) pour le mâle et de 1,03 (cadmium) à 138,17 (plomb) pour la femelle. Comme chez les mammifères, on relève une plus forte sensibilité chez la femelle. Chez le Canard colvert, les IR vont de 1,13 (o-xylène) à 205 (plomb) pour le mâle et de 1,10 (tétrachloroéthylène) à 234,76 (plomb) pour la femelle. Pour le pigeon ramier mâle et femelle, les contaminants concernés sont le chrome, le cuivre, le fluorène, le plomb et le trichloréthylène. Les IR sont de 1,64 (trichloréthylène) à 28,66 (plomb) pour le mâle et de 1,78 (trichloréthylène) à 31,18 (plomb) pour sa femelle. Le faisan encourt un risque avec l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb et le trichloréthylène. Les IR vont de 1,14 pour l'arsenic à 84,07 pour le plomb. Le plomb entraîne un indice de risque supérieur à 1 pour le Coucou gris, le Pinson des arbres, le Chardonneret élégant et le Rossignol philomèle. Ces espèces ne présentent aucun autre IR supérieur à 1 à l'exception du Rouge-gorge qui présente également un indice supérieur à un pour le zinc. La Pie bavarde présente également des IR supérieurs à 1 pour le fluorène, le plomb (19,09) et le trichloréthylène.

Les espèces de mésanges présentent des indices de 1,24 (cadmium) à 5,4 (plomb) pour les substances suivantes : cadmium, cuivre, plomb et le zinc. Il en va de même pour le Troglodyte mignon qui présente des IR allant de 1,98 (cuivre) à 12,26 (plomb). Le Grèbe

castagneux semble être une espèce sensible car il présente un indice de risque supérieur à un pour de nombreux polluants. Les IR vont de 2,69 pour le benzène à 15030,08 pour le plomb. Le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc engendrent un indice de risque supérieur à 1 pour le Merle noir mâle et femelle avec des IR allant de 1,24 (cuivre) à 9 (plomb) chez le mâle et allant de 1,28 (cuivre) à 9,31 (plomb) chez la femme. Enfin, la Mouette, qu'elle soit mâle ou femelle, présente des indices de risque supérieurs à 1 pour 16 contaminants en raison d'un régime alimentaire incluant les déchets et exposant cette espèce à la décharge. En général, pour l'ensemble des espèces, le plomb est le contaminant présentant l'IR le plus important excepté pour la Mouette où il représente le second indice de risque le plus élevé chez cette espèce, après le xylène.

Les tableaux 56 et 57 présentent les IR calculés pour l'ingestion d'eau pour les mammifères et l'avifaune. Pour l'ingestion d'eau, les espèces de mammifères n'encourant pas de risques sont les suivantes : Campagnol roussâtre, Rat musqué, Musaraigne cendrée, Mulot sylvestre, Renard roux et Belette.

**Tableau 56 :** Risques mis en évidence pour les mammifères pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Campagnol agreste mâle	Arsenic	3,47	Campagnol agreste femelle	Arsenic	4,11
	Benzène	66,19		Benzène	78,33
	Cadmium	2,04		Cadmium	2,41
	Chrome total	7,87		Chrome total	9,32
	Cobalt	9,83		Cobalt	11,63
	Cuivre	7,39		Cuivre	8,74
	Fluorène	1,94		Fluorène	2,30
	Manganèse	1,70		Manganèse	2,01
	m-xylène	15,52		m-xylène	18,36
	Nickel	2,23		Nickel	2,64
	o-xylène	155,18		o-xylène	183,63
	Plomb	9,18		Plomb	10,86
	p-xylène	44,52		p-xylène	52,69
	Tétrachloroéthylène	13,24		Tétrachloroéthylène	15,67
Toluène	21,10	Toluène	26,03		
Trichloroéthylène	25,02	Trichloroéthylène	29,61		
			zinc	4787,16	
Lapin de garenne	Arsenic	2,59	Lièvre d'Europe	Arsenic	1,23
	Benzène	49,38		Benzène	23,48
	Cadmium	1,52		Chrome total	2,79
	Chrome total	5,87		Cobalt	3,49
	Cuivre	5,51		Cuivre	2,62
	Fluorène	1,45		o-xylène	55,04
	Manganèse	1,27		Plomb	3,26
	m-xylène	11,58		p-xylène	15,79
	Nickel	1,66		Tétrachloroéthylène	4,70
	o-xylène	115,78		Toluène	7,80
Plomb	6,85	Trichloroéthylène	8,88		

	p-xylène	33,22	Hérisson d'Europe	Anthracène	1,16
	Tétrachloroéthylène	9,88	Lérot	Benzène	1,07
	Toluène	16,41		o-xylène	2,52
	Trichloroéthylène	18,67			

Le Campagnol agreste mâle présente des indices de risque supérieurs à 1 pour l'arsenic, le benzène, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le fluorène, le manganèse, le m-xylène, le nickel, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloroéthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Pour la femelle, le zinc engendre également un IR supérieurs à 1. Ces indices s'échelonnent de 1,70 (manganèse) à 155,18 (o-xylène) pour le mâle et de 2 (manganèse) à 4787,16 (zinc) pour la femelle. De nombreux contaminants engendrent tous un IR supérieur à 1 pour le Lapin de garenne. Les IR vont de 1,27 (manganèse) à 115,78 (o-xylène). Le Lièvre présente, quant à lui, des IR supérieurs pour l'arsenic, le benzène, le chrome, le cobalt, le cuivre, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloroéthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Ses IR vont de 1,23 pour l'arsenic à 55,04 pour le o-xylène. *A contrario*, le Hérisson et le Lérot semblent être des espèces peu sensibles car ils ne présentent respectivement des IR supérieurs à 1 qu'avec l'anthracène pour le premier puis le benzène et l'o-xylène pour le second. Concernant l'ingestion d'eau, le o-xylène semble être le contaminant engendrant les indices de risque les plus élevés chez l'ensemble des mammifères.

**Tableau 57 :** Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Bernache nonette mâle	Benzo(a) fluoranthène	212976,63	Bernache nonette femelle	Anthracène	1,01
	Cadmium	5,48		Benzo(a) fluoranthène	235147,86
	Chrome total	1,71		Cadmium	6,05
	Cobalt	57,50		Chrome total	1,89
	Cuivre	7,19		Cobalt	63,49
	Fluoranthène	239,60		Cuivre	7,94
	Fluorène	230,02		Fluoranthène	264,54
	Manganèse	7,78		Fluorène	253,96
	Mercure	6117413,78		Manganèse	8,59
	Nickel	11,50		Mercure	6754246,93
	Phénanthrène	120,16		Nickel	12,70
	Pyrène	1150073,79		Phénanthrène	132,67
	Toluène	38,85		Plomb	1,27
	zinc	2,21		Pyrène	1269798,42
Canard colvert mâle	Anthracène	1,16	Canard colvert femelle	Toluène	42,90
	Benzo(a) fluoranthène	270643,21		zinc	2,44
	Cadmium	6,96		Anthracène	1,134
	Chrome total	2,18		Benzo(a) fluoranthène	264652,71
	Cobalt	73,04		Cadmium	6,81
	Cuivre	9,13		Chrome total	2,12
			Cobalt	71,46	
			Cuivre	8,93	

	Fluoranthène	304,47		Fluoranthène	297,73
	Fluorène	292,30		Fluorène	285,83
	Manganèse	9,89		Manganèse	9,67
	Mercure	7773794,26		Mercure	7601726,75
	Nickel	14,62		Nickel	14,29
	Phénantrène	152,691		Phénantrène	149,31
	Plomb	1,46		Plomb	1,43
	Pyrène	1461473,32		Pyrène	1429124,63
	Toluène	49,37		Toluène	48,28
	zinc	2,81		zinc	2,75
Faisan de Colchide	Anthracène	1,16	Coucou gris	Benzo(a) fluoranthène	3222,45
	Benzo(a) fluoranthène	270934,63		Fluoranthène	3,63
	Cadmium	6,97		Fluorène	3,48
	Chrome total	2,18		Mercure	92559,86
	Chrysène			Phénantrène	1,82
	Cobalt	73,15	Pyrène	17401,25	
	Cuivre	9,14	Vanneau huppé	Benzo(a) fluoranthène	3289,19
	Fluoranthène	304,80		Fluoranthène	3,70
	Fluorène	292,61		Fluorène	3,55
	Manganèse	9,90		Mercure	94476,79
	Mercure	7782164,94		Phénantrène	1,86
	Nickel	14,63	Pyrène	17761,64	
	Phénantrène	152,86	Gallinule poule d'eau	Benzo(a) fluoranthène	2575,89
	Plomb	1,46		Fluoranthène	2,90
Pyrène	1463047,01	Fluorène		2,78	
Toluène	49,43	Mercure		73988,32	
zinc	2,81	Phénantrène		1,45	
		Pyrène	13909,81		
Pigeon ramier mâle	Anthracène	1,72	Pigeon ramier femelle	Anthracène	1,87
	Arsenic	1,28		Arsenic	1,39
	Benzo(a) fluoranthène	401311,73		Benzo(a) fluoranthène	436254,84
	Cadmium	10,32		Cadmium	11,22
	Chrome total	3,23		Chrome total	3,51
	Cobalt	108,35		Cobalt	117,79
	Cuivre	13,54		Cuivre	14,72
	Fluoranthène	451,48		Fluoranthène	490,78
	Fluorène	433,42		Fluorène	471,16
	Manganèse	14,66		Manganèse	15,94
	Mercure	11527039,11		Mercure	12530724,01
	Naphatalène	1,26		Naphatalène	1,37
	Nickel	21,67		Nickel	23,56
	Phénantrène	226,41		Phénantrène	246,13
	Plomb	2,17		Plomb	2,36
Pyrène	2167083,35	Pyrène	2355776,11		
Toluène	73,21	Toluène	79,59		
zinc	4,17	zinc	4,53		
Grèbe			Grive musicienne	Benzo(a) fluoranthène	3676,68
	Anthracène	1,63		Fluoranthène	4,14
	Arsenic	1,81		Fluorène	3,97
	Benzo(a) fluoranthène	1317072,45		Mercure	105606,66
	Cadmium	38,69		Phénantrène	2,07
	Chrome total	13,61	Pyrène	19854,05	
	Cobalt	558,06	Pie bavarde	Benzo(a) fluoranthène	23149,34
	Cuivre	76,09		Cobalt	6,25
	Fluoranthène	2747,04		Fluoranthène	26,04
	Fluorène	2839,61		Fluorène	25,00
	Manganèse	102,92		Mercure	664927,76
	Mercure	86290417,36		Nickel	1,25
	Naphatalène	10,64		Phénantrène	13,06
	Nickel	192,59	Pyrène	125006,42	
	o-xylène	5,07	Toluène	4,22	
	Phénantrène	2223,70	Pinson des arbres	Benzo(a) fluoranthène	5034,04
	Plomb	22,30		Cobalt	1,36
	p-xylène	2,24		Fluoranthène	5,66
	Pyrène	24320738,22		Fluorène	5,44



	Toluène	924,24		Mercur	144594,68
	zinc	56,50		Phéna	2,84
				Pyrène	27183,80
Merle noir mâle	Benzo(a) fluoranthène	3744,73	Merle noir femelle	Benzo(a) fluoranthène	3851,74
	Cobalt	1,01		Cobalt	1,04
	Fluoranthène	4,21		Fluoranthène	4,33
	Fluorène	4,04		Fluorène	4,16
	Mercur	107561,28		Mercur	110635,08
	Phéna	2,11		Phéna	2,17
	Pyrène	20221,52		Pyrène	20799,40
Chardonneret élégant	Benzo(a) fluoranthène	6024,19	Rouge-gorge familier	Benzo(a) fluoranthène	5143,23
	Cobalt	1,63		Cobalt	1,39
	Fluoranthène	6,78		Fluoranthène	5,79
	Fluorène	6,51		Fluorène	5,56
	Mercur	173035,36		Mercur	147731,10
	Phéna	3,40		Phéna	2,90
	Pyrène	32530,65		Pyrène	27773,45
	Toluène	1,10			
Rossignol philomèle	Benzo(a) fluoranthène	4840,32	Mésange à longue queue et Mésange bleue	Benzo(a) fluoranthène	4851,58
	Cobalt	1,31		Cobalt	1,31
	Fluoranthène	5,45		Fluoranthène	5,46
	Fluorène	5,23		Fluorène	5,24
	Mercur	139030,35		Mercur	139353,98
	Phéna	2,73		Phéna	2,74
	Pyrène	26137,71		Pyrène	26198,55
Accenteur mouchet	Benzo(a) fluoranthène	1930,89	Étourneau sansonnet	Benzo(a) fluoranthène	359,10
	Fluoranthène	2,17		Mercur	10340,32
	Fluorène	2,09		Pyrène	1943,98
	Mercur	55461,73			
	Phéna	1,09			
	Pyrène	10426,81			
Troglydte mignon	Benzo(a) fluoranthène	6236,52	Merle noir mâle	Benzo(a) fluoranthène	3744,73
	Cobalt	1,68		Cobalt	1,01
	Fluoranthène	7,02		Fluoranthène	4,21
	Fluorène	6,74		Fluorène	4,04
	Mercur	179134,11		Mercur	107561,28
	Phéna	3,52		Phéna	2,11
	Pyrène	33677,21		Pyrène	20221,52
	Toluène	1,14			
Mouette rieuse mâle	Anthracène	1,11	Mouette rieuse femelle	Anthracène	1,34
	Benzo(a) fluoranthène	259403,60		Benzo(a) fluoranthène	312872,52
	Cadmium	6,67		Cadmium	8,05
	Chrome total	2,09		Chrome total	2,52
	Cobalt	70,04		Cobalt	84,48
	Cuivre	8,76		Cuivre	10,56
	Fluoranthène	291,83		Fluoranthène	351,98
	Fluorène	280,16		Fluorène	337,90
	Manganèse	9,48		Manganèse	11,43
	Mercur	7450954,31		Mercur	8986763,96
	Nickel	14,01		Nickel	16,86
	Phéna	146,35		Phéna	176,52
	Plomb	1,40		Plomb	1,69
	Pyrène	1400779,41		Pyrène	1689511,62
	Toluène	47,32		Toluène	57,08
	zinc	2,69		zinc	3,25
Faucon crécerelle	Benzo(a) fluoranthène	10370,37	Chouette hulotte	Benzo(a) fluoranthène	10370,37
	Cobalt	2,80		Cobalt	2,80
	Fluoranthène	11,67		Fluoranthène	11,67
	Fluorène	11,20		Fluorène	11,20
	Mercur	297872,34		Mercur	297872,34
	Phéna	5,85		Phéna	5,85
	Pyrène	56000,00		Pyrène	56000,00
	Toluène	1,89		Toluène	1,89
Épervier d'Europe mâle	Benzo(a) fluoranthène	3851,85	Epervier d'Europe femelle	Benzo(a) fluoranthène	5333,33
	Cobalt	1,04		Cobalt	1,44

	Fluoranthène	4,33		Fluoranthène	6,00
	Fluorène	4,16		Fluorène	5,76
	Mercure	110638,30		Mercure	153191,49
	Phénanthrène	2,17		Phénanthrène	3,01
	Pyrène	20800,00		Pyrène	28800,00

Concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque. La bernache nonette présente un indice de risque supérieur à 1 pour 14 contaminants chez le mâle et 16 chez la femelle (deux de plus qui sont l'anthracène et le plomb). Les IR vont de 1,71 pour le chrome à 6 117 413,78 pour le mercure chez la Bernache mâle. Ils sont de 1,001 (anthracène) à 6754246,93 (mercure) chez la femelle. On constate que la sensibilité de la femelle se traduit par un nombre plus important de contaminants engendrant un risque ainsi que par des IR supérieurs à ceux du mâle.

Le Colvert, qu'il soit mâle ou femelle, encourt un risque pour 16 contaminants. Les indices de risque s'échelonnent de 1,16 (anthracène) à 7773794 (mercure) pour le mâle et de 1,13 à 7601726,75 (mercure) chez la femelle. Le benzo(a)fluoranthène ainsi que le pyrène présentent également des indices de risque très importants (respectivement 270643 et 1461473,32 chez le mâle et chez la femelle 264652,71 et 1429124,63).

Le Faisan présente également pour le mercure son IR le plus élevé (7782164,94) suivi par celui du pyrène (1463047,01). Son IR le plus bas est de 1,16 pour l'anthracène.

Le Pigeon ramier mâle et femelle encourt des risques avec les mêmes contaminants. Les IR s'échelonnent de 1,26 (naphtalène) à 11527039 (mercure) pour le mâle et de 1,37 (naphtalène) à 12530724,01 (mercure) pour la femelle.

Le plus fort indice de risque pour le coucou, le vanneau, la poule d'eau, la grive musicienne, la Pie bavarde, le Grèbe, le Rossignol philomèle, les Mésanges, l'Etourneau, l'Accenteur et le Troglodyte est pour le mercure (de plus de 70 000 à 24 320 738,22 pour le grèbe).

La Mouette rieuse encourt des risques avec 15 contaminants différents dont l'anthracène (1,11, indice le plus bas) et le mercure (7450954,31, indice le plus haut) pour le mâle et l'anthracène (1,34, indice le plus bas) et le mercure (8986763,96, indice le plus haut) pour la femelle. Cette espèce présente aussi des indices de risque élevés pour le pyrène et le benzo(a)fluoranthène, comme d'ailleurs pour l'ensemble des contaminants. Cette importance peut s'expliquer par son régime alimentaire varié, qui comprend également les déchets contaminés pouvant être présents sur le site.

Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, le Faucon et la Chouette sont impactés par le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénanthrène, le pyrène et le toluène. Ces deux espèces présentent les mêmes indices de risque, le plus faible est de 1,89 pour le toluène et le plus important s'élève à 297872,34 pour le mercure. L'Epervier encourt des risques avec 7 contaminants qui sont le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénanthrène et le pyrène. Les IR sont plus importants chez la femelle où ils s'échelonnent de 1,44 (cobalt) à 153191,49 (mercure) tandis que ceux du mâle vont de 1,04 (cobalt) à 110638,30 (mercure).

En général, concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourt un risque pour 14 à 16 contaminants en moyenne. La Mouette rieuse est l'espèce la plus sensible car elle présente non seulement des IR supérieurs à 1 pour 15 contaminants différents mais également des indices plus élevés pour l'ensemble des contaminants. Cette différence peut s'expliquer par son régime alimentaire varié, qui inclut également les déchets contaminés pouvant être présents sur le site. Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, ils sont principalement touchés par le mercure et le pyrène, qui sont les contaminants les plus impactants pour l'ensemble des espèces aviaires.

### *c.i.3. Bilan général*

Au cours de cette étude, des IR supérieurs à 1 ont été mis en évidence pour les différents récepteurs présents sur le site.

Pour les végétaux, des risques ont été démontrés avec de nombreux contaminants dont principalement le mercure, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Des indices de risque importants également ont été trouvés pour le plomb, les xylènes ainsi que pour l'arsenic, le cuivre, le manganèse, le nickel, le zinc, le benzène et le toluène.

Les indices de risque les plus importants mis en évidence chez les invertébrés concernent le plomb, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène ainsi que le tétrachlorure de carbone. Le zinc, les xylènes, le cuivre, le benzo(a)fluoranthène, le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène, le naphthalène, le phénanthrène, le pyrène, le benzène et le toluène engendrent également un risque pour les entités présentes sur le site.

Les mammifères encourent également un risque principalement avec le plomb et le cadmium qui présentent les indices de risque les plus importants, mais également avec le chrome, le trichloroéthylène, le fluorène, le zinc, l'arsenic, le cuivre et le nickel. Dans ce groupe biologique, les espèces les moins sensibles semblent être les espèces omnivores. En effet, seule la Musaraigne cendrée encourt un risque. Ceci peut s'expliquer par la forte proportion d'invertébrés dans son régime ainsi que par son taux d'ingestion car le Hérisson totalement invertivore, ne présente pas de risque mais présente un taux d'ingestion calculé différemment (sur la base d'un mammifère placentaire et non pas d'un rongeur).

L'ensemble des entités herbivores est touché. La plus sensible est le Campagnol agreste qui présente des indices de risque très élevés pour l'arsenic, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc. Cette sensibilité accrue aux contaminants peut s'expliquer par sa consommation de racines où les contaminants cités précédemment se concentrent.

Le plomb initialement présent dans la flore et chez les invertébrés se retrouve chez les mammifères de tout régime alimentaire (omnivore, herbivore).

On peut noter également que, pour les espèces dont les données distinguant des données mâle et femelle étaient disponibles, une sensibilité plus importante à la contamination était mise en évidence chez les femelles. Cette différence est classiquement rapportée dans de nombreuses études, notamment en raison de l'écart de poids.

Quant à l'avifaune, elle encourt, elle aussi, un risque principalement avec le plomb. Des indices de risques importants sont également à prendre en compte pour le xylène, principalement chez la mouette en raison de son régime alimentaire constitué de déchets et chez le Grèbe castagneux. Le Grèbe est l'oiseau le plus sensible du site, il présente le plus grand nombre d'IR supérieurs à un ainsi que le plus fort IR pour le plomb. Chez les oiseaux d'eau, le Canard et le Grèbe présentent un risque pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Cependant, on peut noter que la poule d'eau n'encourt pas de risque avec ces contaminants. Ceci peut s'expliquer par l'écart de poids entre la Poule d'eau et le Grèbe qui n'ont que cette donnée de différence (régime alimentaire identique).

Concernant toujours l'avifaune, le Pinson des arbres et le Rossignol philomèle semblent être les espèces les moins sensibles car elles ne présentent un IR supérieur à 1 que pour le plomb.

Elles consomment principalement des insectes et des invertébrés, fortement impactés par le plomb, ce qui explique que seul ce contaminant engendre un risque.

On peut noter que les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) ne présentent pas de risques par rapport aux les éléments concernés malgré une accumulation de la contamination dans la chaîne alimentaire attendue. Ceci ne peut être entièrement expliqué par la pondération de la DJE par l'aire de répartition qui prend en compte l'ensemble de la zone de nourrissage de l'entité et non pas uniquement le site étudié. En effet, les indices de risque calculés sans pondération de la DJE sont un peu plus élevés. Il peut être possible également que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

#### *d. Conclusion*

Tous ces éléments permettent de répondre aux questions posées au début de l'étude.

#### ***La contamination résiduelle du terrain entraîne-t-elle un risque pour les entités écologiques présentes ?***

La contamination entraîne un risque pour les contaminants suivants : anthracène, benzo(a) fluoranthène, cadmium, chrome total, chrysène, fluoranthène, fluorène, manganèse, mercure, phénanthrène, pyrène, arsenic, benzène, cadmium, cobalt, cuivre, m-xylène, nickel, o-xylène, plomb, p-xylène, tétrachloroéthylène, toluène, trichloroéthylène, zinc.

#### ***Quel compartiment biocénétique est touché ?***

L'ensemble des compartiments biocénétique est touché sur le site B.

#### ***Quelle est l'importance dans l'écosystème de(s) espèce(s) touchées et quels sont les impacts de son ou de leur éventuelle disparition sur l'écosystème ?***

Les espèces touchées appartiennent à l'ensemble des groupes biologiques étudiés, cependant aucun prédateur de fin de chaîne ne présente un indice de risque supérieur à 1.

En fonction des espèces touchées, l'écosystème peut se voir altéré en raison (i) d'une diminution/altération de la ressource alimentaire (flore, fonge, petits mammifères), (ii) d'une diminution/altération des habitats disponibles (flore), (iii) d'un déséquilibre d'espèces (la disparition des invertivores va permettre la prolifération des invertébrés qui pourront altérer la qualité des sols et impacter la fonge et la flore, la disparition des micromammifères va entraîner le départ des espèces aviaires prédatrices par exemple).

### *Quelles sont les recommandations à but écologique pouvant être avancées dans le cadre de la gestion du site ?*

Lors de cette étude, des risques ont bel et bien été démontrés sur l'ensemble du site et principalement au niveau de l'ancienne décharge et du lagunage où les concentrations maximales ont été relevées. Certaines recommandations peuvent être proposées. Tout d'abord la décharge pourrait être vidée puis aménagée afin d'empêcher certaines espèces d'oiseaux de se nourrir de son contenu (mouette notamment) et afin de s'assurer de l'étanchéité entre le sol et la décharge. La contamination des eaux pourrait être réduite en curant les sédiments qui ont accumulé la contamination. Enfin, pour l'eau, la zone de lagunage présente le plus de risques. Sa mise à sec et son nettoyage peuvent s'avérer nécessaires. Si un projet de reconversion de la friche en site naturel ouvert au public est envisagé, il pourrait être judicieux, sur la zone de l'ancienne décharge ainsi qu'au niveau du lagunage, de limiter le contact entre les usagers et le sol par l'aménagement de zones spécifiques, bétonnées par exemple ou encore constituées de graviers.

#### *e. Remarques et perspectives*

1. L'ensemble des compartiments biocénétiques est touché concernant l'ingestion d'eau. Pour l'ingestion de sol et d'aliments contaminés, tous sont touchés à l'exception des maillons de fin de chaîne alimentaire. Il pourrait être intéressant ici de prendre en compte **l'additivité du risque** en additionnant les IR liés à l'ingestion de sol et d'eau.

2. Les incertitudes rencontrées lors de cette éRé sont nombreuses et de nature différentes.

Tout d'abord, aucun indice de risque n'a pu être calculé pour la fonge pour les raisons explicitées ci-dessus ; il est donc impossible de conclure pour ces récepteurs. De même, aucun IR n'a été calculé pour les batraciens bien qu'ils représentent un maillon important de la chaîne alimentaire.

Le milieu aquatique a constitué un facteur limitant en raison d'un manque de caractérisation de l'écosystème et de problèmes de modélisation. Pour ce milieu, les concentrations maximales ont été retenues pour le calcul de risque car il s'agit d'une voie à ne pas négliger et indispensable à prendre en compte pour cette éRé. Les IR liés au milieu aquatique sont très élevés. Ceci peut s'expliquer par un plus fort impact de l'eau que des aliments contaminés mais également par la VTR exigeante. En effet, un doute a déjà été mis en évidence pour le

mercure avec les végétaux, la toxicité dépend de la spéciation de l'élément, une surestimation du risque est possible.

Concernant les mesures, des incertitudes peuvent apparaître liées à l'échantillonnage, au plan d'échantillonnage ou encore aux tests réalisés.

Sur le calcul de risque en lui-même, plusieurs éléments sont à ne pas négliger :

- la prise en compte de la DJE orale uniquement (la DJE inhalation ne pouvant être calculée en raison de l'absence de PNEC spécifique),
- la non-prise en compte de l'ingestion de sol pour certaines espèces (les données n'étant pas disponibles pour l'ensemble des entités concernées),
- la non-prise en compte de l'ingestion d'eau (pas de données disponibles),
- la seule prise en compte du régime alimentaire principal dont les informations pouvaient être parfois lacunaires suivant les espèces,
- la modélisation des concentrations retrouvées dans les différents aliments,
- la modélisation des diètes des entités et des relations trophiques,
- la différenciation d'un risque mâle et femelle non systématique en raison de la disponibilité des données. En effet, certaines informations ont pu être complétées et/ou vérifiées grâce aux fiches d'espèces réalisées par le CEAEQ. Cependant, seules quelques espèces présentes sur notre site d'étude y figuraient.

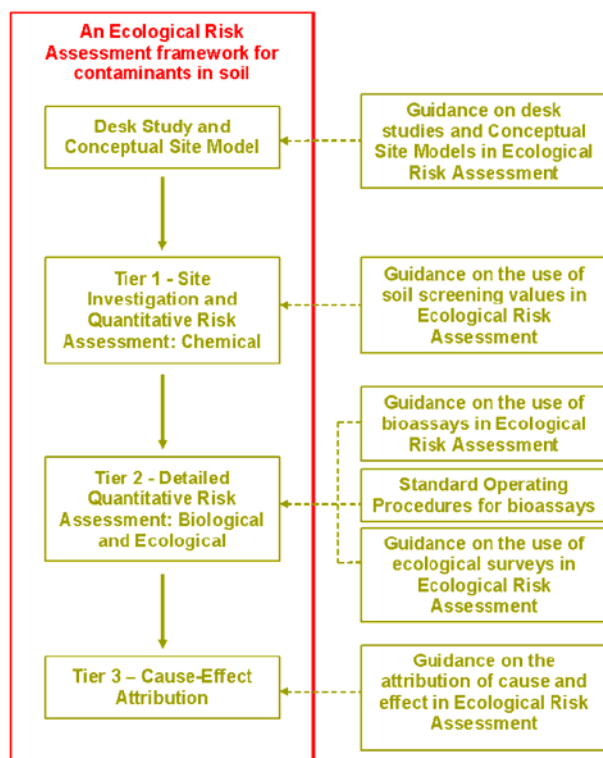
Cependant, les incertitudes liées à la consommation de ressources contaminées et au profil d'exposition ont été limitées en partie grâce à la pondération de la DJE par l'aire de répartition de l'espèce.

En conséquence, les indices de risques ainsi calculés souffrent d'une fiabilité assez faible. Il semble qu'ils ne puissent être utilisés en valeur absolue. Néanmoins, ils permettent une identification des cibles et des agents de stress. De plus, même si le manque de fiabilité ne permet pas de s'attacher à la valeur brute, ces IR d'ampleur différente traduisent, sans doute, une significativité du risque différente car par définition une probabilité plus forte d'apparition des effets néfastes.

## III.4. LA METHODOLOGIE DU ROYAUME-UNI

### III.4.1. PRESENTATION DE LA METHODOLOGIE

Le Royaume-Uni propose depuis 2003 un guide méthodologique : Ecological Risk Assessment. L'ERA est une méthode d'évaluation des risques écologiques spécialisée pour les sols contaminés. Elle fut développée mise à jour en 2008 par l'Environment Agency en collaboration avec le DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs), Natural England, Welsh Assembly Government, le Countryside Council for Wales, des autorités locales et des industriels. Le but de cette approche est d'évaluer les risques écologiques des contaminations chimiques des sols entrant dans les conditions de la Partie 2 (sols contaminés) de la loi de protection de l'environnement de 1990 (Royaume-Uni).



L'ERA consiste en une approche progressive, par niveaux, permettant de déterminer si des liens existent entre la contamination, les entités écologiques présentes et les effets (atteintes écologiques) qu'elle peut entraîner chez ces récepteurs. En effet, elle commence par une étude documentaire permettant de lister les informations concernant le site et la nature de la contamination en vue d'évaluer les possibles liens (sources – transfert – cibles). Ces liens sont ensuite schématisés dans un modèle conceptuel (niveau 0). Le niveau 1 est une étape de

sélection des contaminants, basée sur une comparaison des analyses chimiques des sols avec les valeurs de référence de la méthode : « Soil Screening Values » (SSV) et aboutissant à un calcul de risque. Le niveau 2 permet d'évaluer les effets des contaminants conservés, par le biais de tests d'écotoxicité et d'inventaires écologiques. Enfin, dans le niveau 3, une discussion permet de caractériser l'importance des liens entre la contamination présente et les impacts observés.



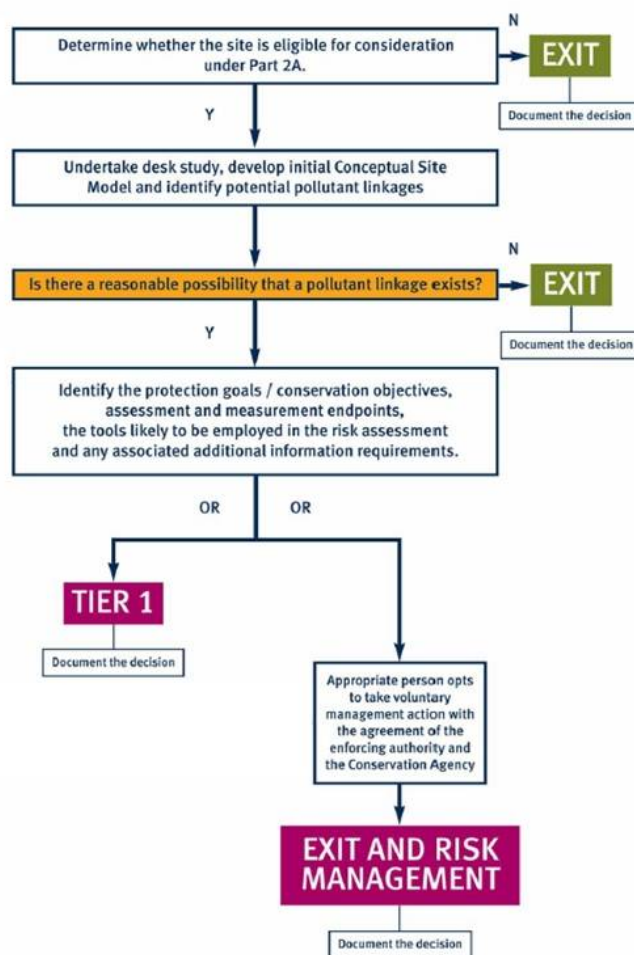
### III.4.1.1. Domaine d'application

La méthodologie britannique est uniquement applicable pour des sols pollués par des éléments chimiques. Elle fut créée dans le but d'évaluer la pérennité de sites bénéficiant d'un statut de protection ou de conservation, mais reste facilement applicable à tout écosystème se développant sur un sol contaminé.

### III.4.1.2. Niveau 0 : étude documentaire et modèle conceptuel

L'objectif de cette partie est de valider le fait que le site d'étude doit bien faire l'objet d'une éRé, par une mise en évidence précoce d'une nuisance significative. C'est également l'occasion de développer le schéma conceptuel initial qui servira de base aux investigations des tiers ultérieurs. Plus précisément, le schéma conceptuel initial décrira les éléments connus du site, définira ses limites géographiques et identifiera les contaminants, les voies de transfert et les récepteurs écologiques potentiels du risque. Des critères d'évaluation sont ensuite définis. Le but est de déterminer les moyens techniques et scientifiques nécessaires pour vérifier les hypothèses de perturbation potentielle issues du modèle conceptuel. Un paramètre de mesure sert à décrire quantitativement le critère d'effet.

#### Desk Study and Conceptual Site Model



#### **III.4.1.3. Niveau 1 : analyse chimique et risque potentiel**

Le but de cette partie est de sélectionner les polluants présentant un risque potentiel qui seront retenus pour la suite de l'étude. Pour cela, une campagne de mesure des paramètres physico-chimiques du sol doit être réalisée.

Les concentrations en polluants identifiés dans le niveau précédent sont comparées à des valeurs seuils proposées par l'Environment Agency, appelées Soil Screening Values (SSV). Ces valeurs fournissent un niveau de protection des espèces terrestres et des fonctions écologiques essentielles. Le quotient de risque représente le ratio « concentration dans les sols / SSV ». Ce ratio ne fournit pas une expression exacte du risque mais il permet d'exprimer si une situation est peu ou pas dangereuse. Si le ratio est grand, alors il existe une situation à effet nuisible ; inversement si le ratio est petit, alors la situation est raisonnable.

La décision de poursuivre l'évaluation des risques écologiques pour chaque agent de stress (passage au niveau 2) est prise lorsque le quotient de risque est supérieur à 1, c'est-à-dire lorsque les concentrations dans les sols sont supérieures aux SSV.

L'objectif est de minimiser les coûts d'étude en éliminant les polluants pour lesquels il n'y a pas de risque pour les organismes cibles et mettre en évidence les polluants et zones du site qui nécessitent une étude approfondie.

#### **III.4.1.4. Niveau 2 : étude écologique et écotoxicologique**

Le niveau 2 cherche à établir la présence ou non d'une atteinte significative ou d'une probabilité d'atteinte significative. Une atteinte significative affecte la croissance, la reproduction et la mortalité de manière à ce que la survie d'une population, d'une communauté ou d'une espèce soit menacée. Il existe une probabilité d'atteinte significative (*significant possibility of significant harm*) lorsqu'un indicateur d'atteinte significative (population, communauté ou espèce) diffère statistiquement du témoin.

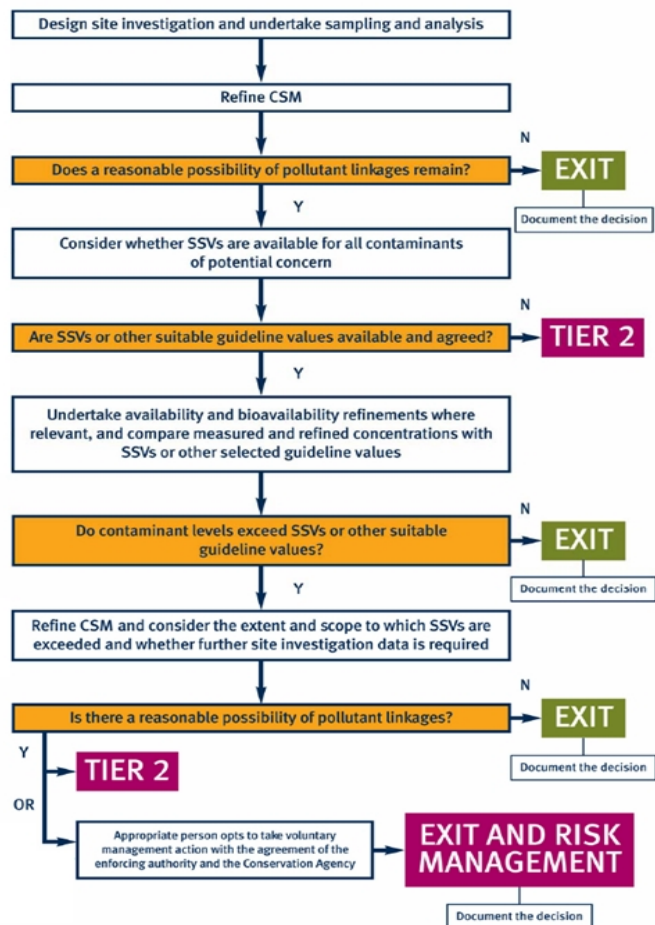
Dans cette partie, des tests écotoxicologiques (bioessais) sont utilisés pour évaluer l'impact des contaminants (retenus dans le niveau 1) sur des organismes représentatifs des entités cibles. Ces tests ne sont pas obligatoires mais peuvent aider à l'interprétation des inventaires écologiques réalisés par la suite. Les inventaires écologiques sont intégrés à l'analyse et interprétés, selon les critères d'effets, afin d'évaluer l'impact écologique réel de la pollution.

#### **III.4.1.5. Niveau 3 : Relation cause – effet**

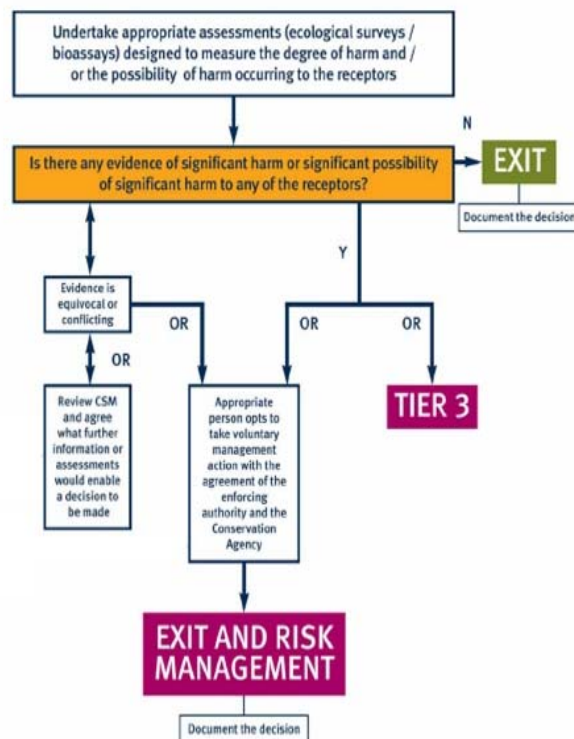
Le but de cette partie finale est de déterminer si les effets observés au niveau précédent peuvent être causés par les agents de stress présents sur le site.

Pour cela la méthodologie préconise d'utiliser les critères de causalité de Hill. Cette approche est habituellement utilisée pour les études épidémiologiques. Elle permet d'établir un lien de causalité entre les agents de stress et les réponses biologiques observées lors des inventaires écologiques et des bioessais. Chacun des neuf critères analysés (force du lien, consistance, spécificité, temporalité, plausibilité, cohérence, analogie, gradient écologique, expérimentation) se voit attribuer un coefficient d'importance pour la prise de décision finale. Si la majorité des critères sont satisfait, ou si les critères ayant le plus d'importance sont satisfaits, il est possible de déduire qu'il existe un lien significatif entre les agents de stress présents sur le site et les impacts biologiques observés.

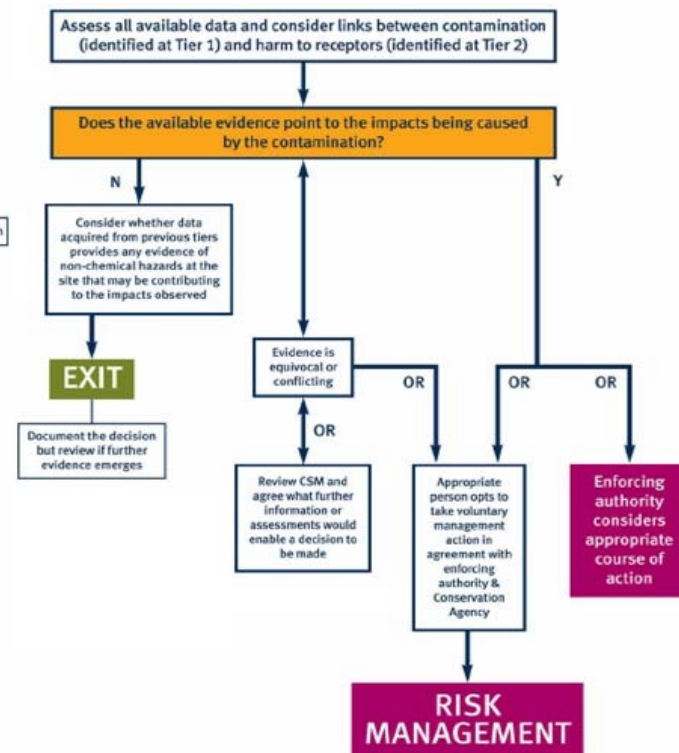
## Tier 1 – Site Investigation and Quantitative Risk Assessment: Chemical



## Tier 2 – Detailed Quantitative Risk Assessment: Biological and Ecological



## Tier 3 – Cause-Effect Attribution



## III.4.2. RESULTATS DU SITE A

### III.4.2.1. Niveau 0 : étude documentaire et modèle conceptuel

L'objectif de cette partie est de valider le fait que le site d'étude doit bien faire l'objet d'une éRé. C'est également l'occasion de développer le schéma conceptuel initial qui servira de base aux investigations des tiers ultérieurs. Plus précisément, le schéma conceptuel initial décrira les éléments connus du site, définira ses limites géographiques et identifiera les contaminants, les voies de transfert et les récepteurs écologiques potentiels du risque.

Par souci de synthèse et afin d'éviter les redondances avec la partie I du présent rapport, le contexte et la description du site n'ont pas été repris.

#### III.4.2.1.1. Contexte réglementaire

Selon la réglementation en vigueur au Royaume-Uni (Section 57 of Part IIA of the environmental Act 1990, DEFRA, 2006), sont soumis à une éRé, les sites contaminés induisant une atteinte significative des organismes vivants ou du fonctionnement des écosystèmes. Cette méthode peut aussi être appliquée dans le cadre de l'évaluation des techniques de remédiation de pollutions historiques (ERA1, 2008).

En ce qui concerne, le site à étudier dans le cadre de la présente étude, ayant fait l'objet d'un programme de recherches concertés – sites et sols pollués- de 1993 à 2002, puis étant à l'étude dans de nombreux programmes de recherche soutenus pour le gestionnaire, il fait partie à part entière des sites d'intérêt scientifique spécial. Cette appartenance permet d'initier une éRé sur cette zone. De plus, la contamination du site et de ses alentours est considérée comme une pollution historique industrielle.

#### III.4.2.1.2. Problématique

L'objectif d'étude du site A est le suivant : « L'éRé permet-elle d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé ? ». En d'autres termes, les questions que nous nous posons, dans ce cas, sont « Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ? » et « Quel type de plantation est le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution aux ETM ? ».

Pour y répondre, nous chercherons à :

1. Déterminer, pour chaque station, si la contamination du terrain entraîne un risque pour les entités écologiques qui y sont présentes et répondre aux questions suivantes :
  - Le risque est-il en lien avec la concentration des polluants (étude comparative des stations) ?
  - Le risque est-il en lien avec le type de plantation ?
  - Quel compartiment biocénotique est touché ?
  - Quelle est l'importance dans l'écosystème des espèces touchées ?
2. Déterminer si la contamination du terrain altère la pérennité des entités écologiques présentes et l'impact de leur éventuelle disparition sur l'écosystème.
3. Déterminer quel mode de gestion permet de répondre aux objectifs de gestion des sites contaminés sur l'ensemble des stations à l'étude (le mode de gestion permettant de répondre aux objectifs de gestion est celui utilisé sur la station présentant le risque le plus petit).

#### III.4.2.1.3. Station témoin

Pour compléter le dispositif d'étude, une parcelle témoin a été choisie : AT2. AT2 est un témoin «sans pollution ». En effet, cette parcelle a été choisie avec des caractéristiques les plus proches possible de A1 mais non contaminée, avec des interventions humaines limitées et représentant un écosystème de qualité. AT2 se trouve au cœur d'un parc urbain ayant pris place, au début des années 80, au sein d'une zone marécageuse, reprenant le caractère hygrophile de A1. Ce parc est réputé pour sa richesse ornithologique : plus de 200 espèces différentes ont été recensées sur le site (oiseaux migrateurs, hivernants et sédentaires) qui constituent un important lieu de halte ou de passage pour les oiseaux migrateurs. Le parc est ainsi un site répertorié Z.N.I.E.F.F. (Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique) de Type II, et est inclus au sein d'un vaste site répertorié Z.N.I.E.F.F. de type I. Une partie, couvrant 73 hectares, est classée Réserve Naturelle Volontaire depuis le 17 novembre 1995.

#### III.4.2.1.4. Recherche documentaire

Les données rassemblées dans cette partie correspondent à celles également développées pour l'US EPA et pour le CEAEQ. Le plan des paragraphes suivants est donc conservé pour que le lecteur puisse concevoir le déroulement de l'éRé UK mais les informations sont limitées au minimum.

##### *a. Données historiques*

Jusqu'en 2003, une usine métallurgique était en activité sur le site d'étude avant qu'il ne fasse l'objet d'une réhabilitation. Cette usine de 30 ha a débuté son activité en 1894. Ses activités ont été nombreuses (BASIAS, 2010). Actuellement, le site d'étude (représentant la zone d'influence de la pollution) est constitué de plantations, conformément au PIG, interdisant les cultures dans la zone de contamination. D'après la fiche d'information BASOL (BASIAS, 2010), plusieurs études ont été menées dont une évaluation détaillée des risques (EDR) pour la santé imposée à l'exploitant par arrêté du 09/07/2001.

##### a.i. Sources potentielles de pollution : comportement et voies de transfert

Initialement, la source de contamination était l'usine. Depuis sa fermeture et la revégétalisation de son crassier interne, les émissions atmosphériques ont très fortement diminué. Il existe sur le site une pollution historique des sols autour de l'ancienne usine par du plomb, du cadmium et du zinc, principalement. Sur la base de leurs propriétés physico-chimique intrinsèque, ces éléments sont peu mobiles dans les sols. Ainsi, les ETM déposés à la surface des sols migrent peu en profondeur et restent confinés dans les couches superficielles du sol (sauf pour le zinc), ce qui est confirmé par de nombreuses études réalisées sur des colonnes de sols du secteur (Sterckemman, 2002 ; Douay, 2002, 2007). En moyenne, les 40 premiers centimètres du sol sont donc contaminés. De plus, les remblais partiels de terres provenant des secteurs proches de l'usine peuvent être à l'origine de tâches de pollution (BASIAS, 2010). Cette pollution des sols par les ETM constituera la source principale de contamination pour cette étude.

Généralement, lorsque l'on recherche des micropolluants minéraux dans le milieu et dans les rejets, ce sont l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc qui sont analysés. Ce sont, en effet, les 8 métaux identifiés dans la circulaire n° 90-55 du 18 mai 1990. L'analyse de la source de stress décrit par chacun de ces agent de stress, la

source de contamination et ses mécanismes de transport et de transformation dans les différents compartiments environnementaux.

Sur la base de ces informations bibliographiques, nous avons résumé le modèle « source - vecteur - récepteur écologique » pour le site A comme suit :

**Tableau 58 : Modèle source – vecteur – récepteur écologique du site A**

Sources	Voies de transfert	Voies de transfert	Récepteurs écologiques
<i>Primaire</i> : ETM déposés sur les sols,	ETM liés à la fraction solide du sol : accumulation dans les sols,	Sols contaminés,	Les 4 stations du site d'intérêt scientifique spécial.
<i>Secondaire</i> : aucune.	ETM dans la solution du sol et bioaccumulation,	Chaîne alimentaire.	
	Bioamplification.		

Les stations d'études sont d'anciennes parcelles agricoles mais de part le fait qu'elles aient été plantées depuis au moins 7 ans pour la plus récente, les apports en fertilisant et/ou les traitements par pesticides ne seront pas considérés comme une source de contaminations supplémentaires.

#### a.ii. Les entités cibles

Afin de caractériser l'écosystème et les cibles potentielles, les informations qui vont être utilisées sont celles obtenues lors de la visite de terrain.

Notre approche étant l'évaluation des risques écologiques, l'objectif principal est la protection de la diversité biologique sur ce site (ERA1, 2009). Sont retenus ici, les groupes biologiques présents dans les limites spatiales de l'étude et jugés les plus exposés à une pollution des sols. Il s'agit donc des espèces en contact direct avec le sol et ses contaminants tels que la flore vasculaire, les champignons, les invertébrés du sol ainsi que la mammalofaune, mais aussi en contact indirect (via la chaîne alimentaire) avec les contaminants telle que la faune aviaire.

##### *a.ii.1. La flore vasculaire*

La flore vasculaire est en contact racinaire permanent avec le milieu et les contaminants qu'il contient et peut absorber ou adsorber les polluants au niveau de ses racines. De plus, il est



possible que des dépôts de contaminants se forment sur ses parties aériennes. Elle est aussi sensible à la bioaccumulation.

La flore pouvant être prise en compte peut être arborée, herbacée ou encore arbustive. Elle représente les producteurs primaires, base de la chaîne alimentaire. C'est une source de nourriture, un lieu de reproduction et un refuge (avifaune). Elle permet de stabiliser l'usage du sol et d'améliorer la qualité paysagère.

#### *a.ii.2. Les champignons*

La fonge n'est pas mentionnée dans le guide de l'ERA U.K., néanmoins, nous avons remarqué la présence de champignons lors de la visite du site. Ils seront donc étudiés car ils sont également en contact permanent avec le milieu contaminé. Ils peuvent absorber ou adsorber des substances toxiques et peuvent les bioaccumuler. Ils représentent les décomposeurs de par leur activité biologique et permettent le maintien de la strate arborée, donc de l'écosystème forestier. Ils sont responsables du bon fonctionnement du sol (ressources minérales et organiques).

#### *a.ii.3. Les invertébrés*

Parmi les invertébrés, nous avons étudié les invertébrés du sol. En effet, nous estimons que l'entomofaune épigée (insectes ayant une vie aérienne au stade adulte du développement, comme les papillons ou les coccinelles) ne constitue pas un groupe biologique à risque en raison de sa faible exposition aux contaminants du site A. Les invertébrés du sol sont en contact direct permanent avec le sol. Ils ont une activité biologique importante dans le sol (décomposition fonctionnement et structure du sol).

#### *a.ii.4. La mammalofaune*

La mammalofaune est également en contact direct permanent avec le sol (terriers, déplacements). De plus, elle consomme les ressources végétales, fongiques ou encore animales contaminées. Composée d'herbivores, de fongivores, d'omnivores et de prédateurs, elle permet une diversité et un équilibre de la chaîne trophique et de l'écosystème forestier.

#### *a.ii.5. L'avifaune*

L'avifaune est à étudier en raison des liens présents au niveau des chaînes alimentaires. Composée d'herbivores, de fongivores, d'omnivores et de prédateurs, elle permet une diversité et un équilibre de la chaîne trophique et de l'écosystème forestier.

a.iii. Voies d'exposition

Les voies d'exposition possibles des entités cibles aux ETM du sol sont listées dans le tableau 59.

**Tableau 59 : Voies d'exposition possibles des entités cibles aux ETM du sol**

Compartiment	Voie d'exposition	Commentaires
Sol	Contact dermique	Une exposition significative par contact dermique peut être limitée aux contaminants organiques lipophiles donc capables de traverser la barrière épidermique.
	Contact racinaire	Contaminants présents dans les sols et biodisponibles pour les végétaux peuvent être absorbés par le système racinaire
	Dépôt sur surface foliaire	Exposition des végétaux aux contaminants présents dans les sols par dépôt des particules (éclaboussures de pluie) sur feuilles
	Ingestion	Ingestion non volontaire de sol contaminé par recherche de nourriture dans le sol.
Chaîne alimentaire	Ingestion	Les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires (prédateurs), pas nécessairement en contact direct avec les agents de stress, peuvent être exposés par la consommation de ressources alimentaires contaminées.
Atmosphère	Dépôt sur surface foliaire	Exposition des végétaux aux contaminants présents dans les sols par dépôt des particules (envol de poussières) sur feuilles
	Inhalation	Exposition aux particules de sol contaminé importante en particulier pour les animaux vivant sur le site en raison de l'envol de poussières sous l'effet du vent ou lors de construction de refuge dans le sol (renardière, terrier de lapin...).

Nous pouvons désormais établir les liens potentiels entre la source de pollution, les récepteurs écologiques et les voies d'exposition :

**Tableau 60 : Voies d'exposition pertinentes aux ETM pour les différents groupes de récepteur**

Récepteur	Milieux d'exposition et voies d'exposition		
	Sol	Chaîne alimentaire	Atmosphère

	Contact dermique	Contact racinaire	Ingestion	Ingestion	Dépôt surface foliaire	Inhalation
Flore vasculaire		X			X	
Fonge		X (mycélium)			X (chapeau)	
Invertébrés du sol	X		X			X (gaz du sol)
Mammifères herbivores omnivores fongivores	X		X	X		X
Mammifères prédateurs				X		X
Oiseaux herbivores omnivores fongivores	X		X	X		
oiseaux prédateurs				X		

#### III.4.2.1.5. Modèle conceptuel initial

Le modèle conceptuel doit schématiser et décrire les liens possibles entre le déplacement de l'agent stressant dans l'écosystème et les réponses attendues des récepteurs. Il doit être le plus exhaustif possible car il est le support de la suite de l'évaluation et influe sur sa pertinence (ERA2a, 2009).

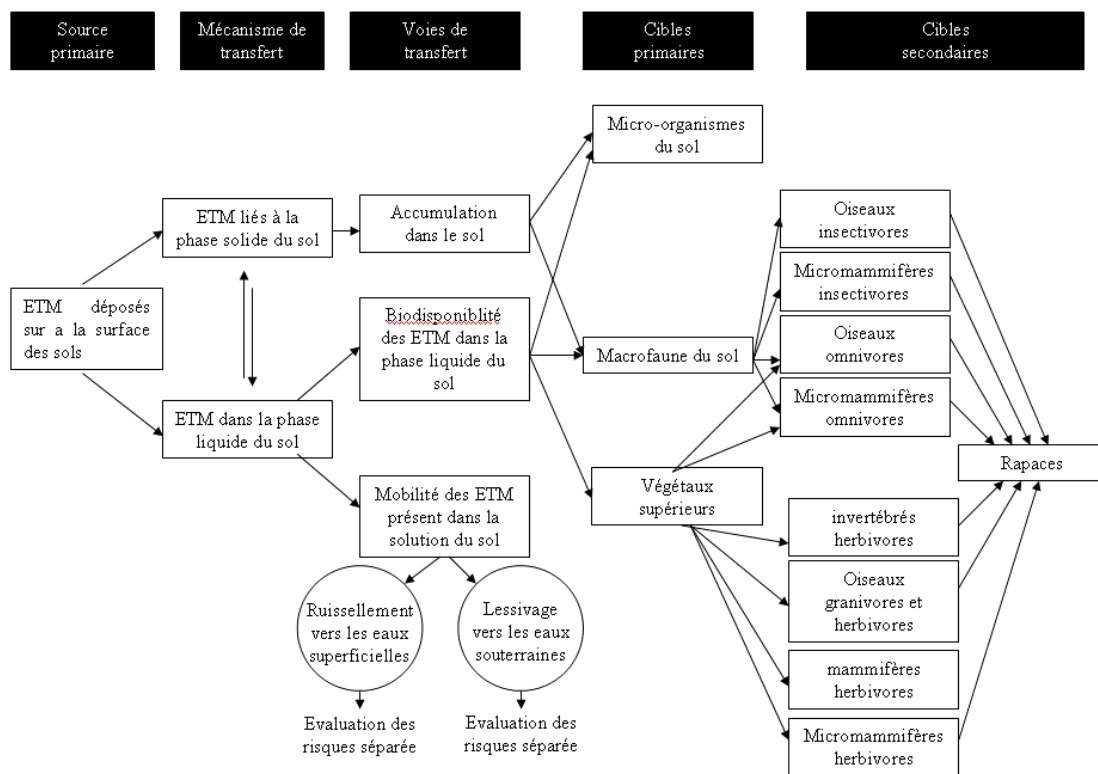
Le schéma conceptuel initial est

- une synthèse des données existantes,
- un élément essentiel dans la détermination de la stratégie d'investigation,
- utilisé pour évaluer les données manquantes à l'ÉRÉ,
- un outil de simplification d'une problématique de site complexe.

Nous avons identifié un premier lien entre source, vecteur et récepteur pour le site A. Pour toutes les stations la source principale est le sol sur lequel les ETM se sont déposés et le récepteur écologique est la biocénose présente sur la station et dont la composante principale est une plantation.

La figure 25 représente le schéma conceptuel initial du site A. La réalisation de ce schéma est basée sur les données bibliographiques disponibles sur le site et la visite préliminaire. Il permet de visualiser le transfert des ETM au sein de l'écosystème par l'intermédiaire de flèches. Ce schéma conceptuel met donc en évidence les milieux et voies de transfert depuis la source ainsi que les cibles primaires, directement exposées aux agents de stress. Les cibles secondaires sont également schématisées. Elles correspondent aux cibles, non exposées directement aux ETM mais pour lesquelles les ETM peuvent induire un effet par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. Ainsi, pour ces cibles secondaires, le phénomène de bioamplification au sein de la chaîne alimentaire devra être pris en compte. Les cibles sont déterminées en fonction de grands groupes auxquels elles appartiennent.

La source primaire a été identifiée comme les ETM déposés sur les sols des stations d'études. Lors de ce dépôt une partie des ETM en fonction de leur spéciation se lie à la phase solide du sol ce qui contribue à leur accumulation dans les horizons superficiels du sol. Une autre fraction de ces ETM se retrouve dans la phase liquide du sol sous forme particulaire, sous forme libre ou encore solubilisée. Présents dans la solution du sol, les ETM sont alors biodisponibles pour les plantes, la macrofaune du sol et les différents groupes composant les micro-organismes du sol. Notons qu'il existe un équilibre dans les sols entre les éléments de la phase solide et les éléments présents dans la solution du sol. Ces deux mécanismes de transfert des ETM dans les sols ne sont donc pas indépendants. Par conséquent, les voies de transferts principales sur ces stations sont les sols contaminés et la chaîne alimentaire. Les plantes et les animaux concernés sont les cibles de l'évaluation des risques pour les écosystèmes. En plus de ces cibles primaires, des cibles secondaires peuvent être identifiées. Les cibles secondaires se nourrissent des cibles primaires. Ces cibles secondaires comprennent les herbivores (invertébrés, oiseaux et mammifères) qui se nourrissent des végétaux supérieurs ayant bioaccumulé la fraction phytodisponible des ETM du sol. Elles incluent également les mammifères insectivores, les mammifères omnivores, les oiseaux insectivores et les oiseaux omnivores consommant la macrofaune potentiellement contaminée du sol. Les micromammifères peuvent être consommés par les oiseaux et mammifères omnivores.



**Figure 25 :** Modèle conceptuel initial

L'un des objectifs du CSM est de mettre en évidence les données manquantes afin de commencer à appréhender les investigations à mettre en place. Ainsi, les éléments à investiguer sont les suivants :

- Etant la source, il est nécessaire de caractériser les sols de chaque station, conformément au principe de spécificité appliqué dans le cadre des évaluations des risques. Ainsi, une caractérisation des concentrations en ETM devra être mise en place ainsi qu'une caractérisation agronomique des sols. En effet, la nature pédologique des sols de surface joue sur la mobilité des ETM dans les sols.
- Les données bibliographiques concernant les cibles présentes sur les stations étant parcelles, il est nécessaire de mettre en place des suivis écologiques permettant de valider ou d'invalider les groupes fonctionnels mis en évidence dans le CSM. Ces inventaires permettront également de répertorier les espèces présentes et ainsi de définir les représentants de chacun de ces groupes. La connaissance des représentants de chaque groupe permettra également de définir le cadre spatio-temporel de l'éRÉ. En effet, pour les cibles présentes, il est nécessaire de spécifier si elles sont exposées

pendant tout ou partie de leur vie. Il est également indispensable de superposer leur aire de vie et le récepteur écologique auquel elles appartiennent. La finalité de ces informations est de ne pas surestimer le risque pour les espèces qui ne fréquentent pas uniquement le site contaminé et les espèces qui ne fréquentent pas le site toutes leur vie.

#### III.4.2.1.6. Critères d'effet et paramètres de mesure

##### *a. Hypothèses de perturbation de l'écosystème*

Avant de définir les critères d'effets et paramètres de mesure, il est nécessaire de déterminer les hypothèses de perturbation de l'écosystème. Ces hypothèses décrivent les impacts potentiels de la contamination. Elles doivent reposer sur quatre éléments descriptifs qui sont :

- L'agent stressant,
- Le récepteur,
- Les réponses écotoxicologiques et écologiques appréhendées,
- Les limites spatiales de l'étude.

Pour toutes les hypothèses, les agents de stress considérés sont les ETM présents dans les premiers centimètres du sol du site A. Elles sont présentées par récepteur dans les paragraphes suivants.

##### a.i. Hypothèse concernant la flore

La flore vasculaire étant immobile, le périmètre d'étude concerne les stations du site A.

1. La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
2. Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.
3. La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.

##### a.ii. Hypothèse concernant la fonge

Comme pour la flore, le périmètre d'étude de la fonge concerne uniquement les stations du site A.

4. La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
5. Ces effets peuvent entraîner une modification de l'habitat forestier notamment s'ils entraînent une perturbation de la relation symbiotique entre les champignons mycorrhiziques et les arbres.
6. La contamination du sol peut provoquer une perturbation de l'activité de décomposition de la matière organique en matière minérale, une perturbation des ressources et de la chaîne alimentaire.
7. En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire (Kalac, 2009).

#### a.iii. Hypothèse concernant les invertébrés du sol

Etant donné leur mobilité sur de faibles distances, l'aire d'étude des invertébrés du sol concerne les stations du site A.

8. La contamination du sol peut engendrer des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
9. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique du sol. En effet, les invertébrés jouent un rôle fondamental dans la transformation de la matière organique et ont également une action mécanique sur le sol. Ils influent sur les propriétés du sol ainsi que sur la disponibilité des ressources pour d'autres organismes tel que les micro-organismes et les plantes (LAVELLE et al., 2006). Cette perturbation est susceptible de modifier la ressource immédiate disponible pour la flore et d'entraîner des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème.
10. L'accumulation des ETM chez les invertébrés peut se transférer dans la chaîne alimentaire.

#### a.iv. Hypothèse concernant les mammifères

Les mammifères sont inféodés à une aire géographique susceptible de correspondre à l'aire d'étude.

11. Les mammifères peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, terriers, etc.) et par ingestion de nourriture contaminée. Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
12. La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

a.v. Hypothèse concernant les oiseaux

La mobilité des oiseaux les amène à ne pas être présents en permanence sur les stations du site A. L'aire d'étude concerne aussi les alentours des stations, qui présentent eux aussi, une pollution aux ETM dans les premiers centimètres du sol.

13. Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Ils sont, par conséquent, susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
14. La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

*b. Critères d'effets et paramètres de mesure*

La définition des critères de l'évaluation a pour but de déterminer les moyens techniques et scientifiques nécessaires pour vérifier les hypothèses de perturbation potentielle issues du modèle conceptuel. Un paramètre de mesure sert à décrire quantitativement le critère d'effet. Les tableaux de l'ensemble « hypothèses / critères d'effets / paramètres de mesure » sont disponibles ci-dessous :

Hypothèse	Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>FLORE</b>		



1	La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement  Diminution de la survie et de la reproduction de la flore	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Tests d'écotoxicité - Caractérisation du mode de reproduction des espèces - Caractérisation du mode de dissémination des diaspores
2	Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.	Modification des habitats  Perturbation de la ressource alimentaire primaire	- Diversité des strates - Test d'élongation racinaire - Diversité et abondance de la flore vasculaire
3	La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination chez les végétaux et transfert de la contamination dans la chaîne alimentaire	- Mesure de bioaccumulation

	Hypothèse	Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>FONGE</b>			
4	La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement  Diminution de la survie et de la reproduction de la fonge	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Tests d'écotoxicité - Caractérisation des types trophiques
5	Ces effets sur leur survie et leur rôle peuvent entraîner une modification des habitats disponibles en raison de la symbiose entre les champignons mycorhiziques et les racines des arbres.	Modification des habitats	- Diversité et abondance de la fonge
6	La contamination du sol peut-entraîner une perturbation de leur rôle de décomposeur de la matière organique et entraîner une perturbation des ressources alimentaires disponibles.	Toxicité pour la fonge et perturbation des ressources alimentaires	- Diversité et abondance de la fonge

7	En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination dans les champignons et transfert dans la chaîne alimentaire	- Mesure de bioaccumulation
---	---	---	-----------------------------

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>INVERTEBRES DU SOL</b>			
8	La contamination du sol où vivent les invertébrés peuvent entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement  Diminution de la survie ou de la reproduction des invertébrés du sol	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Tests d'écotoxicité
9	Les effets des contaminants sur les invertébrés peuvent donc entraîner une modification de ces rôles dans l'écosystème et entraîner des conséquences sur la flore et les champignons.	Modification des rôles des invertébrés due à la diminution de la survie ou de la reproduction et conséquence pour la flore et la fonge	- Diversité (inventaire des espèces) - Abondance
10	La contamination du sol touchant les invertébrés peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination chez les invertébrés et transfert à la chaîne alimentaire	- Bioaccumulation dans les vers de terre

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>MAMMIFÉRÉS</b>			
11	La contamination du sol peut toucher les mammifères ingérant ou inhalant de petites quantités de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, etc.).	Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation
12	La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transfère dans la chaîne alimentaire.  Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).	Accumulation de la contamination chez les mammifères et transfert dans la chaîne alimentaire.  Perturbation de l'écosystème	- Diversité et abondance des invertébrés - Diversité et abondance de la flore vasculaire - Concentration en ETM de la source d'alimentation

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>OISEAUX</b>			
13	Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement  Diminution de la survie et de la reproduction	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Caractérisation du lieu d'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation
14	La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire.  Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).	Accumulation de la contamination et transfert de la contamination  Perturbation de l'écosystème	- Diversité et abondance des invertébrés  - Diversité et abondance de la flore vasculaire  - Concentration en ETM de la source d'alimentation

**Tableau 61** : Hypothèses, critères d'effets et paramètres de mesure

### *c. Analyse des incertitudes*

De la sélection des agents de stress à la rédaction des hypothèses d'impact de ces derniers sur les entités écologiques cibles, quelques incertitudes ont influencé la prise de décision. Concernant les agents de stress sélectionnés, seuls les ETM sont pris en compte, malgré l'origine agricole des parcelles étudiées. Cependant, les fortes concentrations en ETM et les données historiques du site laissent à supposer que ces derniers sont les seuls agents de stress susceptibles de causer un impact sur les écosystèmes. Un écosystème incomplet, non représentatif des effets, peut être observé à la suite de l'élimination de certains groupes biologiques (insectes volants) considérés comme non exposés à la contamination en ETM des sols ou des relations inter-espèces (compétitivité, chaîne alimentaire) simplifiées.

En ce qui concerne les voies de transfert, les données permettant la prise en compte de l'inhalation de poussières contaminées par les mammifères et les oiseaux fréquentant les stations d'études ne sont, à ce jour, pas disponibles. Dans notre cas d'étude, aucune autre relation n'est considérée en dehors des relations trophiques.

### **III.4.2.2. Niveau 1 : analyse chimique du site et potentialité de risque**

Dans cette partie, nous sélectionnerons les polluants présentant un risque et qui seront retenus pour la suite de l'étude. En effet, les concentrations en ETM mesurées dans les sols du site A seront comparées à des valeurs seuils, proposées par l'Environment Agency, pour calculer un quotient de risque.

Dans le niveau précédent, les polluants ont été identifiés lors de l'étude documentaire. Dans un premier temps, nous analyserons les caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sols prélevés sur les cinq stations (concentration en polluant, pH, pourcentage de carbone organique dans le sol, pourcentage d'argile dans le sol et pouvoir d'échange de cations du sol), puis nous vérifierons la disponibilité des valeurs seuils de chaque polluant. Enfin, les concentrations mesurées dans les sols du site A seront comparées aux valeurs seuils. La décision de poursuivre l'évaluation des risques écologiques pour chaque agent de stress (passage au niveau 2) sera prise lorsque les concentrations mesurées sur le terrain sont supérieures aux valeurs seuils. À noter que les paramètres physico-chimiques du sol seront pris en compte dans le processus de décision.

#### III.4.2.2.1. Plan de prélèvement, échantillonnage et analyse physico-chimique des sols

Les stratégies d'échantillonnage, plan de prélèvements ayant déjà été décrits par ailleurs (partie I, 'ÉRÉ US EPA), ils ne sont donc pas repris dans la suite du propos. En revanche, les principaux éléments de caractérisation des sols ont été résumés pour rappel.

Dans le cadre de l'étude, il était nécessaire d'analyser les caractéristiques granulométriques des sols du site A et de la station témoin. Les résultats mettent en évidence que ces sols présentent une texture plutôt limoneuse et argileuse.

Dans le cadre de notre étude, nous avons également analysé les caractéristiques agronomiques des sols du site A et de la station témoin. Très complémentaires des paramètres granulométriques, ces paramètres influencent la mobilité des ETM dans les sols. Le pH du sol est un facteur prépondérant dans le comportement des métaux car il contrôle les processus de précipitation, d'adsorption et de complexation des métaux. François (2004) a montré, sur des sols de notre secteur d'étude, que le pH du sol influençait le plus fortement l'extractabilité du Cd, Pb, et Zn que la texture. De manière générale, la solubilité des cations ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ )

diminue lorsque le pH augmente. En ce qui concerne nos parcelles d'étude, le pH est peu variable et se situe aux alentours de 8, soit légèrement alcalin.

Les matières organiques, et plus spécialement les matières organiques dissoutes, présentent une forte capacité à fixer les métaux lourds. Cette capacité varie en fonction de la concentration de l'ion considéré et du pH. En effet, les pH élevés favorisent la fixation des ions métalliques. La fixation est aussi fonction de la compétition induite par la présence d'autres ions comme le  $\text{Ca}^{2+}$  ou le  $\text{Mg}^{2+}$ .

Sur nos parcelles d'étude, les teneurs de matière organique sont faibles sur AT2 et A3, modérées sur A4 et élevées ou modérément élevées sur A1 et A2. Ces parcelles étant les plus contaminées, un dysfonctionnement du cycle de la dégradation de la matière organique est évoqué par plusieurs auteurs (Grêles, 1998), soulignant l'importance de la macrofaune des sols contaminés. Ce phénomène semble, de plus, autoalimenté par le fait que la matière organique est susceptible de piéger les métaux responsables de cette toxicité.

La contamination est principalement concentrée dans les vingt premiers centimètres du sol. Au-delà de cette profondeur, toutes les teneurs moyennes en ETM ont tendance à décroître sur chacune des stations d'étude. Nous pouvons remarquer que les concentrations moyennes en ETM de la station témoin sont nettement inférieures à celles des stations du site A, sauf pour le chrome et le nickel. À l'exception du chrome et du nickel, les teneurs moyennes en ETM des sols de surface les plus importantes sont observées au niveau de la station A1 et les plus faibles au niveau de la station A4, ce qui est cohérent avec l'orientation et la distance des stations d'étude par rapport à l'ancienne usine métallurgique et confirme l'origine de la contamination des sols par le dépôt de poussières émises par l'usine lors de sa période d'activité. De manière générale, la fraction extraite est extrêmement faible (concentrations en  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , à la différence des teneurs totales en  $\text{mg.kg}^{-1}$ ). Comme largement relayé par la littérature scientifique, nous constatons que le cadmium se révèle comme étant plus extrait que le zinc et que le plomb.

#### III.4.2.2.2. Recherche de valeurs seuil de toxicité applicables à la méthode (SSV)

Les Soil Screening Values (SSVs) sont, pour les substances chimiques, les concentrations dans les sols en dessous desquelles le risque d'apparition d'effets indésirables pour

l'écosystème (oiseaux, mammalofaune, plantes, invertébrés du sol et microorganismes du sol) est considéré comme acceptable (Environment Agency, 2008).

Dans son guide d'éré publié en 2008, l'Environment Agency propose des valeurs seuil pour les huit ETM étudiés sur le site A (ERA2b, 2008). Le tableau 62 récapitule les SSVs proposées.

**Tableau 62: SSVs proposées par l'Environment Agency**

Substance	Pb	Zn	Cd	As <sup>1</sup>	Cu	Cr	Hg	Ni
SSV proposée (mg.kg <sup>-1</sup> )	167,9	90,1 (72,5)*	1,15 (0,09 <sup>†</sup> )	0,04	88,4 (57,8)*	21,1	0,06	25,1 (20,3)*
<sup>1</sup> Valable uniquement pour la différence entre les concentrations mesurées et le fond pédogéochimique								
<sup>†</sup> Valeur entre parenthèse à utiliser en cas de transfert dans la chaîne alimentaire (basée sur des seuils rénaux de mammifères terrestres).								
* La SSV est insuffisamment protectrice pour certains sols et devrait être ajustée aux conditions spécifiques du sol. La valeur entre parenthèse est spécifique d'un sol sableux à pH 6,5, contenant 2% de matière organique et 10% d'argile.								

Les sols étudiés étant plutôt argileux et riches en matières organiques, nous utiliserons la valeur de base proposée par l'Environment Agency pour le zinc (90,1 mg.kg<sup>-1</sup>/kg), le cuivre (88,4 mg.kg<sup>-1</sup>/kg) et le nickel (25,1 mg.kg<sup>-1</sup>/kg). Pour le cadmium, la seconde valeur (0,09 mg.kg<sup>-1</sup>/kg) sera utilisée car la méthode prend en compte les transferts dans la chaîne alimentaire. Enfin, la SSV utilisée pour l'arsenic (0,04 mg.kg<sup>-1</sup>/kg) sera comparée à la différence entre les concentrations mesurées et le fond pédogéochimique.

Le tableau 63 récapitule les SSVs utilisées pour l'élimination des sources de stress présentant un risque acceptable.

**Tableau 63 : SSVs utilisées pour l'étude**

Substance	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
SSV (mg.kg <sup>-1</sup> )	167,9	90,1	0,09	0,04	88,4	21,1	0,06	25,1

#### III.4.2.2.3. Elimination des sources de stress représentant un risque acceptable

Cette étape est l'une des plus délicates de la méthode, car nous allons déterminer les agents de stress pour lesquels l'évaluation des risques écologiques ne sera pas poursuivie, par le biais d'une discussion sur la potentialité de risque qu'ils représentent.

### *a. Eléments de décision*

Voici les éléments de décision qui nous ont permis de choisir les agents de stress à conserver :

- les propriétés physico-chimiques du sol peuvent modifier le comportement et la biodisponibilité du polluant. Il est nécessaire de vérifier la fraction biodisponible de chaque substance étudiée pour l'ensemble des entités cibles du site ;
- il se peut que les SSVs ne soient pas appropriées. En effet, si la valeur du fond pédogéochimique est supérieure à la concentration proposée par le guide, la SSV ne peut pas être utilisée pour indiquer la potentialité du risque. La valeur du fond pédogéochimique remplace alors la SSV pour la comparaison aux concentrations mesurées.

Le quotient de risque représentant le rapport « concentration mesurée / SSV (ou fond pédogéochimique) » est calculé. Si ce quotient est inférieur à 1, la substance ne sera pas étudiée dans le niveau suivant car elle présente un risque acceptable selon la méthode. Si ce rapport est supérieur à 1, L'ÉRÉ sera menée à son terme dans les niveaux suivants.

### *b. Conservation / élimination des agents de stress*

Les caractéristiques du sol telles que la granulométrie, le pH, la teneur en matière organique et la capacité d'échange cationique du sol du site font que la mobilité des métaux et leur biodisponibilité sont peu importantes. La contamination est donc plus susceptible de s'accumuler dans les sols de surface.

La méthode préconise d'utiliser la fraction d'ETM extraite au  $\text{CaCl}_2$  (fraction représentative de la fraction biodisponible) pour cette partie. Cependant, si nous comparons cette fraction avec les SSVs, nous nous apercevons rapidement que l'évaluation des risques pour l'écosystème ne devrait pas être poursuivie. En effet, la fraction d'ETM biodisponible du site A est de l'ordre du  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de sol alors que les valeurs des SSVs sont de l'ordre du  $\text{mg.kg}^{-1}$  de sol. Malgré cela, pour pouvoir mener l'ÉRÉ à son terme, nous avons appliqué le principe de précaution et choisi d'utiliser les concentrations totales moyennes en ETM.

Lors de la comparaison des SSVs au fond pédogéochimique du site A et de la station témoin, nous observons que les valeurs proposées par le guide sont supérieures au fond pédogéochimique pour la moitié des métaux étudiés (plomb, zinc, cuivre et nickel). Néanmoins, ceci ne concerne pas le cadmium, l'arsenic, le chrome et le mercure, dont les

valeurs du fond pédogéochimique dépassent celles des SSVs. Pour ces derniers, les valeurs du guide ne peuvent donc pas être utilisées pour évaluer la potentialité du risque écologique. Elles seront remplacées par les valeurs du fond pédogéochimique. À noter :

- la concentration en arsenic du fond pédogéochimique (qui remplace la SSV) sera, non plus comparée à la différence entre les concentrations mesurées et le fond pédogéochimique (cette méthode ne peut plus être appliquée), mais comparée à la concentration moyenne comme pour les autres agents de stress ;:
- le fond pédogéochimique est en relation avec le matériel parental. Il est donc adapté aux stations d'études.

Les concentrations moyennes mesurées en plomb et zinc sont largement supérieures aux SSVs proposées par le guide pour l'ensemble des stations. Comparées au fond pédogéochimique, les concentrations moyennes mesurées en cadmium, arsenic et mercure sont plus élevées pour l'ensemble des stations. Sur la station A4, la concentration moyenne mesurée en nickel est aussi supérieure à la SSV. Ces agents de stress sont donc conservés pour la suite de l'étude. En revanche, les concentrations moyennes mesurées en cuivre (pour l'ensemble des stations) et en nickel (pour les stations A1, A2 et A3) ne dépassent pas les valeurs des SSVs. Il en est de même pour le chrome, dont les valeurs du fond pédogéochimique sont supérieures aux concentrations moyennes mesurées sur l'ensemble des stations. Ces agents de stress ne sont donc pas conservés pour la suite de l'étude (Tableau 64). En ce qui concerne la station témoin, les concentrations mesurées sont toujours inférieures aux valeurs de référence. Seule la concentration en arsenic ( $7,78 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) se rapproche de la moyenne du fond pédogéochimique ( $7,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ).

**Tableau 64 : Concentrations moyennes des sols en ETM comparées aux SSVs ou au fond pédogéochimique (en  $\text{mg.kg}^{-1}$ )**

Station	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
A1	1397 ± 873,94	1522 ± 187,31	23,28 ± 18,76	34,5 ± 15,37	40,83 ± 23,05	20,5 ± 1,73	1,37 ± 0,93	10,88 ± 0,61
A2	497,5 ± 76,32	517,5 ± 59,09	9,08 ± 1,39	15,5 ± 1,73	30,5 ± 2,89	31 ± 7,79	0,42 ± 0,06	22,25 ± 3,86
A3	347,5 ± 201,72	700 ± 96,26	9,88 ± 2,31	13 ± 2,16	22,5 ± 2,65	21,5 ± 3,11	0,37 ± 0,08	10,73 ± 0,55



<b>A4</b>	<b>327,25 ± 26,3</b>	<b>412,5 ± 32,02</b>	<b>6,18 ± 0,56</b>	<b>12,75 ± 1,26</b>	23 ± 2,83	23 ± 4,55	<b>0,33 ± 0,05</b>	<b>25,25 ± 5,85</b>
<b>Témoin</b>	46,25 ± 8,9	79,25 ± 6,7	0,27 ± 0,04	7,78 ± 1,1	13,75 ± 3,1	30,25 ± 5,25	0,11 ± 0,03	21 ± 3,37
<b>SSV</b>	167,9	90,1			88,4			25,1
<b>FPGC A1 A2 Témoin</b>			0,61	7,9		49,5	0,171	
<b>FPGCA3</b>			0,43	8,6		55,2	0,083	
<b>FPGC A4</b>			0,43	9,6		68,2	0,077	

NB: Les valeurs indiquées en **gras** sont les teneurs supérieures à la SSV ou au fond pédogéochimique

Les agents de stress conservés pour la suite de l'étude dans chaque station sont répertoriés dans le tableau 65.

**Tableau 65 : Quotients de risque (QR) attribué aux agents de stress pour chaque station du site A et la station témoin**

<b>Station</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>As</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Hg</b>	<b>Ni</b>
<b>A1</b>	<b>8,32</b>	<b>16,89</b>	<b>38,16</b>	<b>4,37</b>	0,46	0,41	<b>8,01</b>	0,43
<b>A2</b>	<b>2,96</b>	<b>5,74</b>	<b>14,89</b>	<b>1,96</b>	0,35	0,63	<b>2,46</b>	0,89
<b>A3</b>	<b>2,07</b>	<b>7,77</b>	<b>20,65</b>	<b>1,51</b>	0,25	0,39	<b>4,46</b>	0,43
<b>A4</b>	<b>1,95</b>	<b>4,58</b>	<b>14,37</b>	<b>1,33</b>	0,26	0,34	<b>4,29</b>	<b>1,01</b>
<b>Témoin</b>	0,28	0,88	0,44	0,98	0,16	0,61	0,64	0,84

#### III.4.2.2.4. Analyse des incertitudes

Dans le niveau 1, les incertitudes concernent principalement la fiabilité des données, comme la concentration en ETM dans les sols, leur mobilité, leur biodisponibilité ou encore les SSVs.

Le plan de prélèvement, tout comme la stratégie d'échantillonnage sont des sources d'incertitudes concernant la représentativité des échantillons prélevés par rapport à la contamination réelle en ETM dans les sols. L'analyse des échantillons étant réalisée par un laboratoire agréé, les incertitudes concernant leur précision sont négligeables.

La méthode de dérivation des SSVs par l'Environment Agency peut aussi être considérée comme une source d'incertitudes. Ces valeurs ont été dérivées à partir de tests d'écotoxicité. Cependant, même lorsque les données pour les organismes du sol sont disponibles, quelques incertitudes sont néanmoins évoquées. En effet, le comportement d'une substance chimique

lors de tests de toxicité ne reflète pas nécessairement son comportement en milieu naturel. Ceci est due aux différences de paramètres physiques et chimiques du sol et affecte donc la biodisponibilité. De plus, des facteurs d'incertitudes sont utilisés quand il y a présence d'incertitudes dans les données toxicologiques. C'est pour ces raisons que les SSVs sont des valeurs conservatrices (concentrations assez basses) pour éviter les faux négatifs. Les SSVs ne doivent pas être utilisées pour déterminer la présence d'un risque écologique lors d'une contamination de sol. Elles servent uniquement à indiquer la potentialité d'existence d'un risque.

Il a été choisi d'utiliser les concentrations totales moyennes en ETM pour calculer le quotient de risque, malgré les préconisations de l'Environment Agency pour l'utilisation de la fraction biodisponible. Le but était d'adopter le principe de précaution. Néanmoins, le problème des concentrations totales moyennes reste leur écart-type. En effet, les écarts-type calculés dans le chapitre 1 de cette partie sont importants. Cela peut amener à se poser la question de la représentativité du quotient de risque calculé. Cependant, ce quotient étant un indice de la potentialité d'existence d'un risque, son influence lors de la prise de décision finale reste moindre.

La méthode permet d'éliminer rapidement et facilement certains agents de stress grâce aux SSVs. Cependant, l'additivité du risque n'est pas prise en compte. En effet, les concentrations en cuivre dans les sols du site A ne sont pas suffisantes pour obtenir un quotient de risque supérieur à 1. Cependant, il serait intéressant d'évaluer l'impact de cette faible concentration cumulée aux autres ETM présents dans les sols du site A.

#### III.4.2.2.5. Revue du modèle conceptuel

Le modèle conceptuel ne subit pas de changement à la suite de cette étape.

#### **III.4.2.3. Niveau 2 : identification des réponses écotoxicologiques et écologiques appréhendées**

Le niveau 2 de l'évaluation des risques écologiques selon la méthode ERA U.K. cherche à établir la présence ou non d'une atteinte significative ou d'une probabilité d'atteinte significative. Une atteinte significative (ERA 2d) affecte la croissance, la reproduction et la mortalité de manière à ce que la survie d'une population, d'une communauté ou d'une espèce soit menacée. Il existe une probabilité d'atteinte significative (significant possibility of

significant harm) lorsqu'un indicateur d'atteinte significative (population, communauté ou espèce) diffère statistiquement du témoin. Dans cette partie, des tests écotoxicologiques (bioessais) seront utilisés pour évaluer l'impact des contaminants (retenus dans le niveau 1) sur des organismes représentatifs des entités cibles. Des inventaires écologiques seront intégrés à l'analyse et interprétés pour les cinq stations afin d'évaluer l'impact écologique de la pollution.

#### III.4.2.3.1. Bioessais

Afin de caractériser les dangers de la contamination des sites, nous avons réalisé plusieurs tests d'écotoxicité. Ceux-ci ont été sélectionnés selon différents critères (domaine d'application, normalisation, type de toxicité, temps de réponse, effet mesuré, nature de l'échantillon testé, organisme testé et stade de vie testé), pour être représentatifs de la biocénose étudiée et des caractéristiques d'exposition *in situ*.

Trois tests écotoxicologiques ont donc été réalisés pour l'étude. Leur réalisation a été confiée au laboratoire de l'IPL de Nancy. Voici les résultats obtenus.

##### *a.i.1. Effets sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs*

Les effets de la matrice sol sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs ont été évalués par le biais d'un test écotoxicologique - norme ISO 11269-2 (2006).

Le test met en évidence une inhibition de la croissance et de la germination chez l'Orge, c'est-à-dire la monocotylédone. Ces effets s'expriment davantage en présence des sols des stations A3 et A4 (25% d'inhibition contre environ 10% pour A1 et A2). Ces résultats ne semblent pas en relation avec les teneurs en ETM des stations. En effet, nous observons un faible pourcentage d'inhibition de croissance pour les stations les plus polluées (A1 et A2), alors que pour les stations présentant des concentrations plus faibles en ETM, le pourcentage d'inhibition de croissance est plus élevé (A3 et A4). Ces résultats sont d'autant plus étonnants que la strate herbacée des stations A3 et A4 est essentiellement composée de graminées. En revanche, la matrice sol du site A ne semble pas avoir d'effets néfastes sur la croissance et la germination du Cresson.

La matrice sol de la station AT2 n'entraîne pas une inhibition significative (sur la base d'une comparaison avec le témoin) de la croissance et de la germination ni chez l'Orge, espèce monocotylédone, ni chez le Cresson, espèce dicotylédone.

#### *a.i.2.Effet sur la mortalité du ver de fumier Eisenia foetida*

Les effets de la matrice sol sur la mortalité du Ver de terre *Eisenia foetida* ont été testés selon la norme ISO 11268-1 (1994). Selon les résultats de ce test, les sols du site A et de la station témoin n'entraînent pas d'effets sur la mortalité d'*Eisenia foetida*. L'étude de la macrofaune, réalisée dans le cadre d'une étude connexe à celle-ci (IRD-ILIS, ADEME, 2010), montre en effet que les métaux ont peu d'effet sur la mortalité d'*Eisenia foetida*.

#### *a.i.3.Effets sur le champignon symbiotique Glomus mosseae*

Les effets des sols des stations ont été testés sur la germination des spores du champignon mycorrhizogène *Glomus mosseae* selon la norme X 31-205-1.

Selon les résultats du test, un effet sur la germination des spores de ce champignon est mis en évidence de manière significative au niveau de la station A3. En revanche, les sols des stations A1, A2 et A4 n'entraînent pas d'effets significatifs sur la germination des spores, celle-ci étant en effet supérieure à 85% pour ces trois stations.

Ces résultats sont à analyser avec précaution car, lors de l'inventaire écologique concernant la fonge, il a été mis en évidence que la station A3 possède la plus grande diversité d'espèces de champignons, alors que sur A4 seulement deux espèces ont été relevées. Nous pouvons émettre l'hypothèse d'une possible variabilité, selon les espèces, des effets des ETM sur la croissance des champignons. Selon les résultats du test, les sols de la station AT2 ne présente pas d'effet significatif sur la germination des spores de ce champignon. Les résultats traduisent en effet un taux de germination satisfaisant et des valeurs très homogènes.

### **Conclusion**

Bien qu'ils s'agissent des stations dont les sols sont les plus fortement contaminés en ETM, les matrices sol des stations A1 et A2 ne présentent d'effets ni sur la germination des végétaux et des spores de champignons, ni sur la mortalité des vers de terre. En revanche, la matrice sol des stations A3 et A4 entraîne un effet sur la germination des végétaux, notamment des monocotylédones. La matrice sol de la station A3 est par ailleurs la seule à avoir entraîné des effets sur la germination des spores du champignon testé. Le niveau de contamination des sols ne semble pas être le facteur explicatif des résultats obtenus. Nous pouvons émettre l'hypothèse d'une influence des caractéristiques physico-chimiques des sols sur les paramètres biologiques testés et/ou sur la mobilité des métaux. La station A3 présente en effet le plus

faible pourcentage en matière organique dans le sol et la plus grande fraction en sables des cinq stations, ce qui pourrait expliquer une biodisponibilité plus élevée des ETM.

D'après les résultats des tests d'écotoxicité, les sols de la station témoin n'entraînent pas d'effets sur la croissance et la germination des végétaux, la survie des vers de terre et la germination de champignon mycorhizien. Deux autres tests sont encore en cours de réalisation : Bait lamina et minéralisation du nitrogène des plantes. Les résultats ne peuvent pas être décrits dans ce document.

#### III.4.2.3.2. Les inventaires écologiques des stations du site A

Ayant déjà été décrits à de nombreuses reprises les protocoles mis en place pour les inventaires ne sont pas repris. De même, les résultats des investigations menées pour les stations A1, A2, A3 et A4 sont disponibles dans la partie I sous une forme synthétique et de façon détaillée dans ce document : Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés ; Application à l'évaluation des risques écologiques (Hayet, 2010). Les paragraphes qui suivent sont une synthèse des résultats obtenus pour le site témoin AT2, non décrit jusqu'à présent.

##### a.i. Les inventaires écologiques de la station témoin

###### *a.i.1. La flore vasculaire de la station témoin*

L'inventaire de la flore vasculaire de la station AT2 a permis de recenser 27 espèces. Nous pouvons noter la présence d'une végétation arborée, arbustive et végétative. Pour chaque espèce, le statut, le niveau de rareté et de menace à l'échelle régionale sont précisés. La stratégie de reproduction de la flore vasculaire de la station AT2 est essentiellement basée sur l'entomogamie. La flore vasculaire a recours à plusieurs modes de dissémination dont les plus représentés sont l'anémochorie (30%) et l'endozoochorie (30%). Aucune espèce protégée n'a été recensée sur cette station.

###### *a.i.2. La fonge de la station témoin*

Nous observons que 32 espèces ont été inventoriées au niveau de la station AT2. Deux espèces caractéristiques y ont été recensées. Il s'agit de *Alnicola escharoides* et de *Pholiotina mairei*.

### *a.i.3. La macrofaune du sol de la station témoin*

#### Stade larvaire

En termes de diversité, nous pouvons noter l'absence de larves d'hyménoptères au niveau de la station AT2. En termes d'abondance, 2912 larves ont été inventoriées sur AT2. Les larves de diptères sont largement les plus représentées puisqu'elles représentent 86% des larves inventoriées au niveau de la station.

#### Stade adulte

En termes d'abondance, le nombre total d'individus inventoriés est de 8184 pour AT2. La macrofaune du sol de la station AT2 est principalement représentée par les vers de terre (35%), les myriapodes (19%) et les isopodes (19%).

### *a.i.4. La mammalofaune de la station témoin*

Les mammifères ont été recensés sur la station AT2. Plusieurs individus de l'espèce *Apodemus sylvaticus* et du genre Campagnol ont été piégés et ont permis une étude plus poussée de leur population et de l'état sanitaire apparent des individus. Après description de l'habitat (sous-bois clair et proximité d'habitats humides, une densité relative de la végétation, des ronces et des zones à fougères), deux espèces du genre campagnols sont susceptibles de composer le peuplement de la station AT2, il s'agit du Campagnol agreste *Microtus agrestis* et du Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*. En ce qui concerne le Mulot sylvestre, très peu d'individus ont été capturés. En revanche, en ce qui concerne les campagnols, les résultats du piégeage mettent en évidence un peuplement abondant sur AT2 (32 individus capturés).

Une seule espèce bénéficie d'un statut de protection à l'échelle européenne (annexe 3 de la Convention de Berne). Il s'agit d'*Erinaceus europaeus*. À l'échelle nationale, elle figure également sur la liste des espèces protégées.

### *a.i.5. L'avifaune de la station témoin*

L'avifaune observée possède une certaine valeur patrimoniale puisque plus de 50% des espèces présentent un statut de protection et/ou de menace à l'échelle nationale.

L'avifaune de la station AT2 est essentiellement insectivore (stricte et/ou omnivore). Aucune espèce carnivore ou piscivore n'a été observée. L'avifaune de la station AT2 se nourrit principalement dans le feuillage. Cette caractéristique peut être attribuée à la typologie de l'habitat qui représente un milieu forestier.

## a.ii. Intérêt des inventaires écologiques pour le site A

L'objectif de ce chapitre est de synthétiser les informations issues des inventaires écologiques ayant un intérêt pour l'évaluation et la gestion des risques du site A.

---

### Flore vasculaire

Informations majeures	<ul style="list-style-type: none"><li>• A1 présente la plus grande variété d'habitats et de ressources, en raison de la diversité des essences et de la structuration de la plantation (plusieurs strates) ;</li><li>• A3 présente le plus grand nombre d'espèces ;</li><li>• A3 et A4 présentent des espèces menacées, contrairement à A1 et A2 ;</li><li>• Problème de clarté constaté sur A2, or la pollinisation se fait essentiellement par des insectes héliophiles (cela explique la faible diversité végétale sur cette parcelle) ;</li><li>• La dispersion des graines se fait par des animaux frugivores et granivores (dissémination au sein de la chaîne alimentaire des ETM accumulés par la flore) ;</li><li>• La flore vasculaire accumule des ETM.</li></ul>
Apport pour l'éRé	<ul style="list-style-type: none"><li>• Les agents de stress ne semblent pas porter atteinte à la diversité : confirmation par la comparaison des inventaires avec AT2 dont la diversité floristique n'est pas largement supérieure à celle des stations contaminées ;</li><li>• Les agents de stress semblent porter atteinte aux espèces sensibles : non confirmé par la comparaison des statuts de rareté et de menace d'AT2 pour lequel une seule espèce peu commune a été inventoriée ;</li><li>• Les agents de stress sont accumulés par la flore vasculaire et sont susceptibles d'impacter les consommateurs primaires.</li></ul>
Apport pour la gestion du site	<ul style="list-style-type: none"><li>• Favoriser les plantations multi-spécifiques, multi strates, en conservant un espacement important entre les essences plantées afin de laisser la strate herbacée évoluer et constituer un habitat prairial. Au niveau des semis d'herbacées, favoriser également les mélanges de semences ;</li><li>• Proscrire les plantations clonales monospécifiques d'essences sensibles aux parasites.</li></ul>

---

### Fonge

Informations majeures	<ul style="list-style-type: none"><li>• A1 présente la plus grande diversité spécifique avec 14 espèces, ce qui est très faible ;</li><li>• Les stations ne présentent pas d'espèce à forte valeur patrimoniale ;</li><li>• Le plus grand nombre de champignons symbiotiques est observé sur A1 et A3 ;</li><li>• A2 est infestée par un champignon parasite.</li></ul>
-----------------------	---

---

---

Apport pour l'ÉRé	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les agents de stress semblent porter atteinte à la diversité fongique : confirmations par la comparaison avec les inventaires de AT2 qui présente également des espèces d'intérêt pour l'écosystème (plus d'espèces, de plus grande « qualité ») ;</li> <li>• La présence d'agents de stress pourrait favoriser le développement de champignons parasites : <i>Rhytisma acerium</i> n'est pas retrouvé sur AT2.</li> </ul>
Apport pour la gestion du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Favoriser les plantations de plants les plus âgés possibles. Les stations d'accueil les plus favorables aux champignons sont les parcelles les plus âgées. Elles présentent également le plus grand nombre de champignons symbiotiques essentiels dans les interactions plantes-champignons-biotope de l'écosystème.</li> <li>• Proscrire les plantations clonales monospécifiques d'essences sensibles aux parasites.</li> </ul>

---

#### Macrofaune du sol

Informations majeures	<ul style="list-style-type: none"> <li>• L'abondance de la macrofaune du sol diminue en fonction de la contamination des sol.</li> </ul>
Apport pour l'ÉRé	<ul style="list-style-type: none"> <li>• L'hypothèse de l'atteinte de la macrofaune par les ETM est émise. L'inventaire réalisé sur AT2 tend à confirmer l'hypothèse puisque l'abondance sur AT2 est largement supérieure aux stations du site A.</li> </ul>

---

#### Mammalofaune

Informations majeures	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 9 espèces ont été observées sur les stations contaminées, dont 2 protégées ;</li> <li>• Peu d'individus sont observés sur les stations d'études ;</li> <li>• Le plus grand nombre d'individus observés sur A1 et A4 ;</li> <li>• La majorité des mammifères du site A est herbivore ;</li> <li>• Le poids moyen d'<i>Apodemus sylvaticus</i> inférieur à la moyenne (fortes incertitudes)</li> </ul>
Apport pour l'ÉRé	<ul style="list-style-type: none"> <li>• L'hypothèse d'une atteinte des micromammifères par les ETM est émise. Cette hypothèse n'est pas confirmée par la comparaison avec les inventaires d'AT2 qui regroupe peu d'espèces, en faible abondance et sans statut de protection.</li> <li>• Les mammifères herbivores peuvent présenter un risque si la pollution s'accumule dans leurs ressources alimentaires.</li> </ul>
Apport pour la gestion du site	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Favoriser la diversification des essences et la structuration de l'écosystème</li> </ul>

---



---

## Avifaune

- Informations majeures
- La richesse des espèces de l'avifaune est liée à la diversité des strates arbustives et arborées ;
  - La présence d'oiseaux insectivores du feuillage est essentielle pour le maintien de la biodiversité des insectes.
- Apport pour l'ÉRé
- Les agents de stress ne semblent pas influencer la diversité et la densité des espèces avifaunistiques. AT2 présente une diversité et une densité d'espèces inférieures à celles des stations du site A. Il semble que ce soit plutôt la variété d'habitats et la structuration de l'écosystème que influence le plus l'avifaune ;
  - Les oiseaux se nourrissant au sol (invertivores et herbivores) peuvent présenter un risque si la pollution s'accumule dans leurs ressources alimentaires ;
- Apport pour la gestion du site
- Favoriser les plantations multi spécifique, multi strates, afin de multiplier les habitats et favoriser la nidification ;
- 

### a.iii. Analyse des incertitudes

Les tests écotoxicologiques réalisés dans le cadre de cette étude ne sont pas en corrélation avec les impacts observés lors des inventaires écologiques. Les incertitudes concernent principalement la représentativité des espèces utilisées lors des bioessais au regard des entités biologiques présentes sur le site A.

Toute enquête écologique est limitée en termes de données qu'elle peut fournir. L'inventaire écologique permet d'observer une situation à un moment précis. Les résultats décrits précédemment sont spécifiques de la période de réalisation de l'inventaire. C'est pour cela qu'il serait intéressant de renouveler ces inventaires régulièrement pour pouvoir évaluer l'évolution et la pérennité des écosystèmes des stations du site A.

De plus, les données concernant les populations de la faune et la flore peuvent varier en fonction de facteurs tels que les conditions climatiques lors de la réalisation de l'inventaire (par exemple : l'absence de papillons lors d'un épisode pluvieux). D'autres facteurs influençant la qualité des données ont pu être maîtrisés lors de cette étude, comme le choix de la période de l'année, l'expérience des enquêteurs et l'utilisation de protocoles standardisés.

#### a.iv. Revue du modèle conceptuel

Les inventaires écologiques réalisés sur le site A permettent de valider le modèle conceptuel réalisé au niveau 0.

### **III.4.2.4. Niveau 3 : relation cause – effet**

Le but de cette partie finale est de déterminer si les effets observés au niveau précédent peuvent être causés par les agents de stress mesurés dans les sols du site A.

#### III.4.2.4.1. Principe

Pour cela la méthodologie préconise d'utiliser les critères de causalité de Hill. Cette approche est habituellement utilisée pour les études épidémiologiques. Elle permet d'établir un lien de causalité entre les agents de stress et les réponses biologiques observées lors des inventaires écologiques et des bioessais. Chacun des neuf critères analysés se voit attribuer un coefficient d'importance pour la prise de décision finale.

Pour interpréter ces critères, trois possibilités s'offrent à nous :

- si la majorité des critères sont satisfaits, ou si les critères ayant le plus d'importance sont satisfaits, nous pouvons déduire qu'il existe un lien significatif entre les agents de stress et les impacts biologiques.
- si un seul critère permet de prouver qu'il n'existe aucun lien entre les agents de stress et les impacts biologiques, d'autres causes devront être recherchées.
- si les liens ne sont pas évidents (quelques critères satisfaits et d'autres non), une étude plus approfondie doit être réalisée pour éliminer les sources d'incertitude.

Le tableau des critères de causalité de Hill suivant est tiré du guide (ERA 2e) de l'Environment Agency.

**Tableau 66 : Critères de causalité de Hill**

Critère	Signification du critère	Importance pour la prise de décision	Analyses suggérées par le guide ERA U.K.
Force du lien	Plus une association est forte, plus elle a de chances d'être causale ; mais le fait qu'une association soit faible n'exclue pas le lien de causalité.	+++	Corrélation entre les niveaux de contamination et les effets observés. Analyse en Composante Principale (ACP) pour identifier les facteurs les plus fortement associés aux effets.
Consistance	Répétition de l'observation d'une association dans différentes populations et dans différentes circonstances.	++	Recherche d'effets similaires observés sur d'autres sites contaminés par les mêmes substances.
Spécificité	Une cause conduit à un seul effet. Une seule cause conduit à l'effet.	+	Lien entre les données chimiques et biologiques. ACP
Temporalité	La cause précède l'effet.	+	Connaissance de l'historique du site.
Plausibilité	L'hypothèse est biologiquement plausible.	++	Littérature scientifique. Crédibilité des effets. Absence des espèces sensibles aux contaminants. Bioessais.
Cohérence	L'interprétation de la relation cause-effet en accord avec les connaissances actuelles à propos des effets des contaminants sur des espèces particulières	++	Voir plausibilité et expérimentation
Analogie	Des contaminants de structure et de mécanisme d'effets similaires pourraient produire le même type d'effets sur l'écosystème. Critère faible lié à l'imagination de l'évaluateur.	+	Effets similaires observés sur d'autres sites contaminés par les mêmes substances.
Gradient écologique	Existence d'une courbe dose-réponse	++	Des niveaux faibles de contamination conduisent à des impacts biologiques réduits. Les impacts diminuent lorsque la distance par rapport à la source augmente.
Expérimentation	Existence de preuves expérimentales.	++	Relation dose-effet pour les mêmes contaminants sur des espèces représentatives du site.

#### III.4.2.4.2. Analyse des critères de causalité

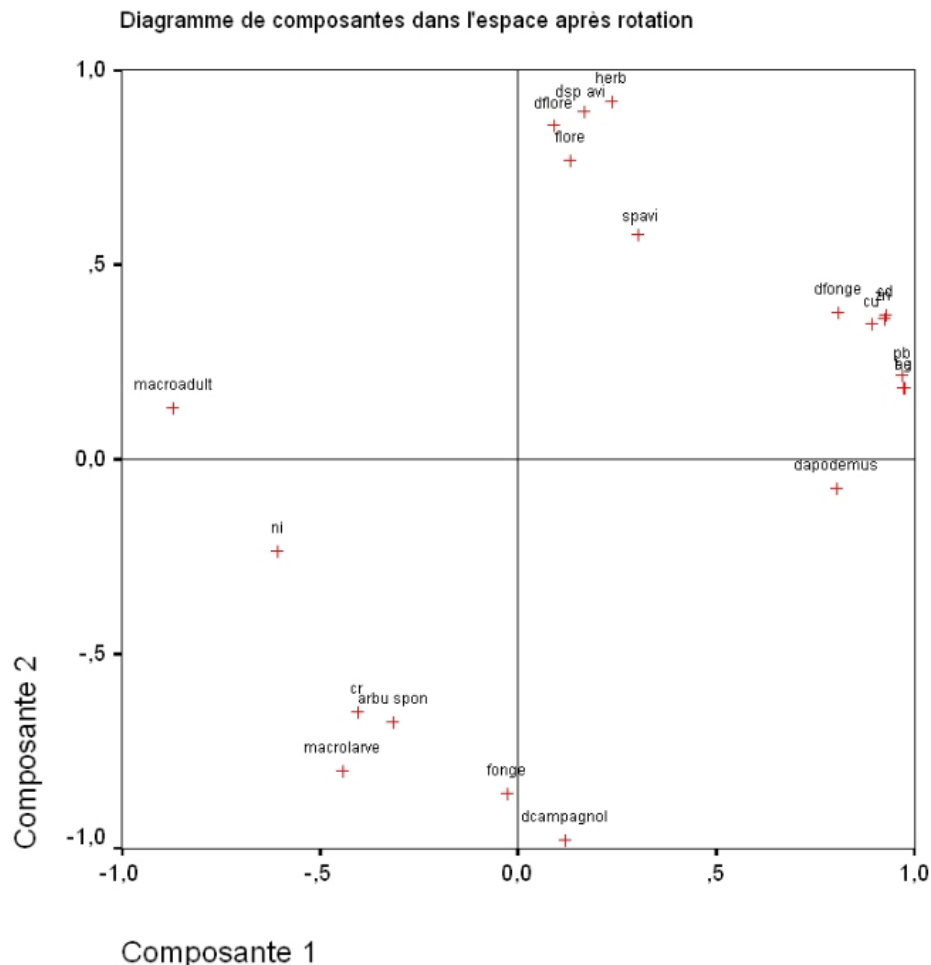
Dans ce chapitre, une analyse des données obtenues sera effectuée par critère.

##### *a. La force du lien*

Pour analyser ce critère, nous avons mis en évidence les interactions entre le biotope et la biocénose par le biais d'une Analyse en composante principale. L'échantillon représente les quatre stations du site A et la station témoin ( $n = 5$ ). Pour le biotope, un seul paramètre a été utilisé, il s'agit de la concentration totale moyenne dans les sols de surface de chaque agent de stress. En ce qui concerne la biocénose, 14 paramètres furent intégrés, représentant la diversité des espèces et la densité des individus des groupes biologiques cibles. L'ACP a permis de restituer 88,6% de l'information totale, dont 51,7% pour la composante 1 et 36,9% pour la composante 2.

L'analyse du cercle de corrélation (figure 26) a permis de mettre en évidence une corrélation entre les agents de stress et quelques paramètres de la biocénose. Nous pouvons constater une forte corrélation positive entre la concentration en ETM et la densité des champignons observés sur les stations (coefficient de corrélation : 0,89). Ceci peut-être expliqué par le caractère hyperaccumulateur d'ETM de ces derniers. Ils manifestent une grande tolérance à l'égard des ETM, qu'ils soient présents dans les sols ou dans leurs tissus. La corrélation entre les ETM et les champignons inclut les champignons mycorhiziens. Ces derniers jouent un rôle important pour l'écosystème puisqu'ils améliorent l'installation des végétaux dans des milieux dégradés et favorisent leur croissance.

Le cercle de corrélation permet également de mettre en lumière la forte relation inverse entre la concentration en ETM des sols et l'abondance de la macrofaune du sol (matrice des corrélations : coefficient de -0,8 entre le plomb et la macrofaune adulte). Ce groupe biologique est considéré, avec la flore, comme l'un des plus exposés aux ETM des sols. Cependant, la corrélation négative entre la concentration en contaminants du sol et la diversité ou la densité de la flore est non significative. Nous pouvons donc supposer que la macrofaune du sol est impactée par les ETM des sols, tandis que la flore est tolérante aux fortes concentrations en ETM des sols. Ainsi, la capacité d'un écosystème à intégrer des facteurs de stress pour préserver son fonctionnement ; en d'autres termes son homéostasie contribue très probablement aux résultats de notre analyse statistique.



**Figure 26 :** Analyse en composantes principales

Légende : pb : plomb ; zn : zinc ; cd : cadmium ; hg : mercure ; cr : chrome ; ni : nickel ; as : arsenic ; cu : cuivre ; herb : nombre d'espèces herbacées ; arbu spon : nombre d'espèces arbustives spontanées ; flore : nombre d'espèces totales de la flore vasculaire ; dflor : densité de la flore ; macrolarve : nombre d'individus de la macrofaune au stade larvaire ; macroadult : nombre d'individus de la macrofaune au stade adulte ; fonge : nombre d'espèces fongiques ; dfonge : densité fongique ; dapodemus : densité de l'espèce *Apodemus sylvaticus* ; dcampagnol : densité de campagnols ; spavi : nombre d'espèces avifaunistiques ; dsp avi : densité des espèces avifaunistiques.

Le même cercle de corrélation met en évidence une seconde corrélation positive entre la concentration en ETM dans les sols et la densité des mammifères observés lors des inventaires écologiques : *Apodemus sylvaticus* et le campagnol. Cependant, les effectifs observés sur les stations d'études sont trop faibles pour établir un lien de causalité. De plus, d'autres facteurs comme la compétition entre ces deux espèces influencent les populations.

La concentration en ETM dans les sols ne semble pas influencer la diversité et l'abondance de l'avifaune au niveau des stations d'études. En effet, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence. Cela pourrait s'expliquer par la faible exposition des oiseaux aux ETM des sols, notamment grâce à leur grande mobilité vers des zones moins contaminées, mais aussi à leur régime alimentaire. Selon les inventaires réalisés, 81% des espèces avifaunistiques du site A sont invertivores (les invertébrés du feuillage et du sol représentent respectivement 48,5% et 51,5% des invertébrés consommés par les oiseaux) ou insectivores.

*NB : Suite à cette dernière remarque, si nous avons à sélectionner des espèces cibles concernant l'avifaune, il serait sans doute plus intéressant de choisir des espèces dont le régime alimentaire se compose majoritairement d'invertébrés du sol ou de végétaux.*

Dans la partie 1 de la méthodologie, suite au calcul du quotient de risque, nous avons déduit que pour le cuivre, le chrome et le nickel, le risque était considéré comme acceptable. L'analyse du cercle de corrélation nous permet de confirmer ce choix pour le chrome et le nickel, car ces derniers ne semblent pas influencer la diversité et l'abondance des différents groupes biologiques. Cependant, selon le cercle de corrélation, le cuivre serait l'un des ETM les plus influents concernant ces paramètres, malgré un quotient de risque relativement faible par rapport aux autres ETM étudiés (matrice des corrélations : coefficient de -0,84 entre le cuivre et la macrofaune adulte).

Une autre ACP concernant les paramètres biocénotiques et biotiques du site A fut réalisée par Audrey Hayet : Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés ; Application à l'évaluation des risques écologiques. Cette analyse a permis mettre en évidence une corrélation entre les oiseaux nicheurs et la diversité des espèces plantées. Cela reflète l'influence de la structure de l'écosystème sur la nidification de l'avifaune. Il semblerait aussi que l'âge de la plantation et la diversité des espèces plantées influencent globalement les biocénoses des stations d'étude.

#### *b. La consistance*

Il existe un grand nombre d'études relatant des effets similaires suite à la contamination de sols aux ETM, parmi lesquelles nous pouvons citer *Trace Elements in the Terrestrial Environment* (Adriano, 1986) et *Chemical Elements and Plant Life* (Bargagli, 1998). De plus, un programme de recherches concertées « Environnement et activités humaines » a aussi été mené sur le secteur d'étude.

### *c. La spécificité*

Seuls les ETM présents dans les sols peuvent causer les impacts observés sur l'écosystème des stations du site A. Aucune autre source de contamination n'a été mise en évidence lors du niveau 0. Cependant, d'autres paramètres sont susceptibles d'influencer l'évolution des écosystèmes, comme le facteur lumière et la diversité des strates. Pour cette dernière, l'observation terrain montre que la présence de diverses strates permet de stabiliser l'écosystème et le rendre pérenne. Cela s'observe sur la station A1 où la plantation d'une grande diversité d'espèces arborées, arbustives et herbacées a provoqué le développement d'un écosystème de type forestier, une variété d'habitats et de ressources potentielles pour la biocénose. Contrairement à celle-ci, les plantations monospécifiques des stations A2 et A3 tendent à rendre l'écosystème plus fragile. Concernant la lumière, il a été démontré dans le niveau 2 qu'elle influençait la pollinisation des végétaux par les insectes et qu'une plantation de type A2 peut limiter cette pollinisation et ainsi avoir une conséquence sur la survie des plantes. Le mode de plantation a donc une influence sur le développement de l'écosystème. D'autres facteurs comme la pression anthropique ne sont pas considérés dans cette étude. Il aurait pourtant été intéressant d'intégrer l'indice de pourcentage anthropique et d'évaluer son influence sur les écosystèmes.

### *d. La temporalité*

Les quatre stations du site A ont été plantées entre 1992 et 2003, soit après la contamination des sols par les ETM. Lors d'une étude de l'INRA réalisée en 1999, un inventaire des espèces végétales a été réalisé sur la station A1. Cet inventaire est disponible dans ce document : Impact environnemental de la végétalisation d'anciens sites industriels. Phase I : Caractérisation préliminaire. En comparant celui-ci à l'inventaire réalisé en 2008, nous pouvons constater l'apparition spontanée d'espèces arbustives comme *Cornus sanguinea*, mais aussi la disparition d'espèces herbacées métallophytes. La station A1 ne semble plus être une niche et tend à évoluer vers un écosystème non bloqué où la diversité des espèces végétales continue de croître.

#### *e. La plausibilité et la cohérence*

Malgré la stabilité et le potentiel d'évolution de certains écosystèmes du site A, il est à noter que la majorité des espèces végétales présentes sont des espèces communes. En effet, seules deux espèces menacées sont visibles sur les stations A3 et A4. La pollution du sol par les ETM peut limiter le développement des espèces dites sensibles.

En revanche, les tests écotoxicologiques montrent une incohérence entre la contamination et les impacts observés. Cependant, ces tests ont été réalisés sur des espèces non spécifiques du site A.

#### *f. L'analogie*

Les éRÉ réalisées sur le site B, présentant une contamination des sols par les ETM, permettent de confirmer leur impact sur les écosystèmes. La présence de polluants, notamment d'ETM, dans les sols est à l'origine du mauvais état sanitaire des strates arbustives et arborées de ce site. Cette pollution engendre aussi une baisse d'activité et/ou la mortalité des décomposeurs et détritivores du sol. En effet, l'accumulation de métaux dans les horizons supérieurs des sols est susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière.

#### *g. Le gradient écologique*

Ce critère nous permet d'évaluer la relation entre la variation des concentrations en ETM dans les 20 premiers centimètres du sol et les impacts écologiques observés. Au niveau du site A, la relation dose-effet semble évidente. Au niveau de la macrofaune du sol, la densité d'individus (stade adulte) observés sur la station la plus contaminée en ETM (A1) est beaucoup plus faible que sur la station la moins contaminée (A4). De plus, la densité d'individus (stade larvaire) observés sur le site témoin est trois fois plus élevée que celle des stations du site A.

À noter que le choix de quatre parcelles en gradient de contamination a permis de faire cette observation.

#### *h. L'expérimentation*

Dans le niveau 2, des bioessais ont été réalisés sur des espèces représentantes des entités cibles du site A. Malgré l'observation d'une inhibition de la croissance et de la germination chez les plantes monocotylédones par les ETM lors du test sur les végétaux supérieurs,



l'absence de relation dose-effet ne permet pas de conclure un éventuel lien de causalité. De plus, aucun effet n'a été observé chez les dicotylédones après exposition aux sols du site A.

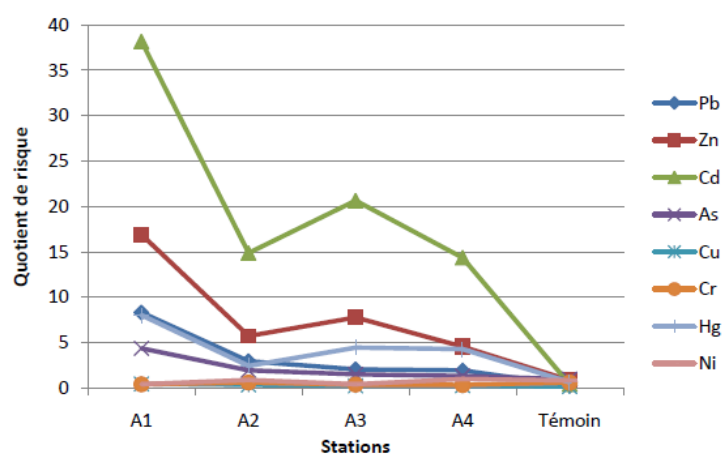
Concernant le test sur le ver *Eisenia foetida*, aucun effet n'a été observé.

Après réalisation du test sur champignon, les résultats montrent un effet significatif des sols de la station A3 sur la germination des champignons. Comme expliqué dans le niveau 2, ce résultat est à prendre avec précaution. De plus, l'ACP réalisée précédemment montre la forte tolérance des champignons aux ETM présents dans les sols.

### III.4.2.5. Conclusion de l'éRé

Le calcul d'un quotient de risque pour chaque contaminant nous a permis d'éliminer certains agents de stress qui ne présentent pas de risque potentiel pour l'écosystème des stations du site A (le cuivre et le chrome pour toutes les stations et le nickel pour les stations A1, A2 et A3). Les ETM présentant un risque potentiel pour les écosystèmes sont le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic et le mercure pour l'ensemble des stations du site A et le nickel uniquement pour la station A4. Pour ces derniers, la concentration moyenne dans les sols dépasse les valeurs seuils prescrites par l'Environment Agency.

Figure 27 : Quotients de risques de chaque agent de stress en fonction des stations



Le cadmium est l'ETM présentant l'indice de risque le plus élevé, suivi du zinc et du mercure. La station A1 présente les risques potentiels les plus élevés pour l'ensemble des ETM. Pour le cadmium, le zinc et le mercure, la station A3 arrive en deuxième position, alors que pour les autres agents de stress la station A2 présente les risques potentiels les plus élevés après A1. Globalement, les risques potentiels de la station A4 sont les plus faibles.

D'après l'analyse des critères de causalité de Hill proposés par l'Environment Agency, les effets observés lors des inventaires écologiques sont causés par la présence d'une contamination en ETM dans les premiers centimètres des sols du site A. Les critères « force du lien, consistance, plausibilité, cohérence, analogie et gradient écologique ont été satisfaits. Leur importance dans la prise de décision permet de conclure que les effets observés lors des inventaires écologiques sont causés par la présence d'une contamination en ETM dans les premiers centimètres des sols du site A.

Au niveau de la diversité des espèces et de l'abondance, la macrofaune du sol est le principal groupe biologique touché. La contamination du sol par les ETM a engendré une réduction de l'abondance des invertébrés dans le sol, que ce soit au stade larvaire ou au stade adulte.

Par comparaison avec la station témoin nous pouvons confirmer l'hypothèse d'un impact des ETM sur la diversité de la fonge. De plus, il a été montré que les champignons bioaccumulent fortement les ETM dans leurs tissus. Le risque de transfert dans la chaîne alimentaire est donc à prendre en compte.

Concernant la mammalofaune, une corrélation positive entre la pollution et la densité des espèces a été mise en évidence, cependant le manque de données ne nous permet pas de conclure quant à la fiabilité des données.

Pour finir, la contamination du sol ne semble pas avoir d'impact sur la diversité et l'abondance de la flore vasculaire et de l'avifaune. Néanmoins, les plantes herbacées bioaccumulent les ETM en grande quantité dans leurs parties végétatives. De plus, les teneurs en plomb, zinc et cadmium mesurées dans les sols des stations A1 et A2 sont supérieures au seuil légal de phytotoxicité utilisé pour autoriser l'utilisation agronomique d'un sol. Pour la station A3, les teneurs en zinc et cadmium sont supérieures au seuil de phytotoxicité. Pour la station A4, seule la teneur en cadmium est supérieure au seuil de phytotoxicité. Le risque d'impact de la contamination sur les végétaux et les champignons est donc significatif. Les mammifères étant principalement herbivores (56%) et invertivores (11%), des impacts potentiels peuvent être observés. Il existe donc une probabilité de risque d'impacts de la contamination sur les mammifères.

Concernant l'avifaune, leur régime alimentaire est composé d'invertébrés du sol (34%), de végétaux du sol (9%), mais aussi d'invertébrés vivant dans les feuillages (31%) et d'insectes aériens (9%) considérés comme non exposés à la contamination des sols par les ETM. De

plus, de par leur mobilité, ces derniers peuvent se nourrir sur des zones moins contaminées. Les oiseaux sont donc peu susceptibles de bioaccumuler les ETM. Il est peu probable d'observer un risque d'impact des ETM des sols sur l'avifaune.

L'objectif d'étude du site A est de déterminer si l'ÉRÉ permet d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé. En d'autres termes, les questions que nous nous sommes posées, dans ce cas, sont les suivantes.

### **Y-a-t-il un risque d'impact de la contamination en ETM sur les écosystèmes ?**

La méthode britannique d'ÉRÉ permet d'affirmer la présence d'un risque avéré pour les écosystèmes concernant le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic et le mercure. Les valeurs seuils (SSV) fournies par l'Environment Agency sont les concentrations à partir desquelles l'écosystème est susceptible d'encourir un risque. Pour que la concentration en arsenic sur la station A1 (la plus contaminée) soit inférieure à la SSV, une dilution de la concentration par un facteur de 4,4 serait à réaliser. Le risque concernant le cadmium étant le plus important, un facteur de dilution de 38 serait nécessaire pour aboutir à un risque acceptable.

La contamination ne semble pas remettre en cause la pérennité des écosystèmes. L'écosystème développé sur la station A1 permet de confirmer cette idée, malgré la faible densité en invertébrés du sol. Cependant, étant donné la très faible diversité de ces derniers, une perturbation supplémentaire pourrait conduire au déclin de l'écosystème. Par préconisation, un indicateur de fonctionnement des sols est en cours de réalisation, et le calcul d'un indice biotique de qualité des sols (IBQS) serait intéressant.

### **Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ?**

Pour répondre à cette problématique, une comparaison des quotients de risques des stations A1 et AT1 (témoin friche non plantée sur sol pollué) est nécessaire. Cependant, selon la méthode britannique, le calcul du quotient de risque est basé sur la concentration en ETM dans les sols et ne permet pas de différencier deux écosystèmes. Les concentrations en ETM dans les sols de AT1 étant plus faibles, les quotients de risques seront moins élevés que pour A1. Cependant, la méthode ne permet pas de conclure quant à la variabilité du risque selon le mode de gestion du site.

### **L'ÉRÉ permet-elle de différencier les quatre stations du site A ?**

L'ÉRÉ réalisée selon la méthode anglaise nous a permis de différencier les quatre stations du site A selon le gradient de contamination. En effet, les quotients de risques calculés et les impacts observés lors des inventaires écologiques montrent que le niveau de contamination des sols en ETM joue un rôle important concernant la décision finale.

Concernant le type de plantation, l'ERA U.K. ne permet pas de répondre directement à cette question car la méthode n'est pas assez précise. Elle ne permet pas de distinguer (au contraire d'autres méthodes) les différentes espèces végétales. Cependant, l'ÉRÉ permet de répondre indirectement à cette question, car dans le cadre de U.K. une étude écologique précise est réalisée (contrairement aux autres méthodes). Les éléments écologiques permettent de déduire que les écosystèmes des stations A1, A3 et A4 sont stables. Concernant A3, le contexte agricole présentant peu de nuisances anthropiques joue certainement un rôle important dans cette stabilité. A4 étant la station la moins contaminée, cela peut aussi expliquer la pérennité de son écosystème. En revanche, l'écosystème de la station A2 semble instable.

### **Quel type de plantation est le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution aux ETM ?**

Au vu des données historiques du site et des inventaires écologiques, le type de plantation le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution des sols aux ETM, serait une plantation plurispécifique, non symétrique, d'essences arborées, arbustives et herbacées. De plus, l'espace entre les arbres plantés doit être suffisant pour laisser passer la lumière. La plantation d'espèces menacées est à éviter car, étant plus sensibles, elles risquent de disparaître. Enfin, la bioaccumulation des ETM dans les feuilles des différentes essences pourrait être mesurée. Cela permettrait de définir les espèces accumulant le moins les polluants dans leurs parties végétatives. Ainsi, la plantation de ces dernières serait préconisée pour réduire l'exposition de la faune herbivore à la pollution présente sur le site.

#### **III.4.2.6. Analyse des incertitudes**

Les incertitudes du niveau 3 portent sur l'interprétation des données. En effet, la complexité du fonctionnement de l'écosystème et le manque de connaissances scientifiques sur les espèces ou les habitats sont des facteurs limitant l'analyse des données écologiques. De plus,

le faible échantillon d'individus (les cinq stations d'études) nous invite à la prudence quant à l'interprétation statistique des résultats (comme l'analyse en composantes principales réalisée dans le chapitre 1 de cette partie).

En conclusion, nous pouvons retenir que le niveau 0 est la source d'incertitudes la moins importante de la méthode ERA U.K. d'autant plus que la réduction des incertitudes observées dans les niveaux 0 et 1, concernant respectivement le modèle conceptuel et l'analyse physico-chimique du sol, serait possible avec des moyens budgétaires supplémentaires. La plus grande source d'incertitudes concerne la réalisation des inventaires écologiques (niveau 2) et l'interprétation des données qu'ils génèrent (niveau 3).

Pour finir, cette méthode laisse beaucoup de liberté à l'évaluateur dans ses choix et ses conclusions. C'est pourquoi le nombre d'incertitudes dépend des connaissances et des capacités de réflexion de celui-ci. Cette méthode semble plus adaptée pour des évaluateurs plus expérimentés car l'interprétation des données nécessite des connaissances approfondies en écologie.

### **III.5. DISCUSSION : L'ÉRE PERMET-ELLE DE RÉPONDRE AUX QUESTIONS DES GESTIONNAIRES?**

Cette partie II a permis de présenter les méthodologies appliquées au site d'étude, les synthèses des résultats obtenues suite à ces applications, ainsi que les conclusions portant sur le risque des différentes ÉRé. Pour mémoire, une discussion portant exclusivement sur la variabilité induite par l'utilisation de différentes méthodologies pour un même site est l'objet de la partie IV. Ainsi, la discussion de ce chapitre 5 vise à évaluer si les ÉRé réalisées répondent aux questionnements des gestionnaires. Cette discussion est donc structurée en trois sous-chapitres, portant chacun sur un des sites.

#### **III.5.1. SITE A**

L'objectif d'étude du site A est de déterminer si l'ÉRé permet d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé. En d'autres termes, les questions posées, dans ce cas, sont les suivantes.

***Y-a-t-il un risque d'impact de la contamination en ETM sur les écosystèmes ?***

Nous répondrons dans un premier temps à la question : y a-t-il un risque (probabilités d'apparition d'effet néfaste) sur les écosystèmes puis y a-t-il des impacts (constat d'atteintes écologiques). Cette nécessité de précision souligne sans doute l'importance des phases de planification (CEAEQ) ou de formulation du problème (US EPA) ainsi que l'importance de choisir des évaluateurs susceptibles de guider le gestionnaire au moment de la formulation de sa demande.

En ce qui concerne la question du risque, toutes les éRé réalisées sur le site A concluent à un risque pour les écosystèmes. La méthodologie du Royaume-Uni permet d'affirmer la présence d'un risque pour les écosystèmes concernant le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic et le mercure. Pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, le cuivre peut également être considéré comme un agent de stress pour ces écosystèmes. Afin de donner un ordre de grandeur et sur la base de la méthodologie du Royaume-Uni, une diminution de la concentration en arsenic d'un facteur de 4,4 serait à atteindre sur la parcelle A1 pour être inférieure aux SSV. Le risque concernant le cadmium étant le plus important, un facteur de « dilution » de 38 serait nécessaire pour aboutir à un risque acceptable.

En ce qui concerne les impacts, une réponse à cette question ne peut être fournie que si l'éRé a conduit à la réalisation d'inventaires écologiques (des atteintes ne peuvent être constatées si les réflexions sont menées sur des espèces potentielles, issues de la bibliographie).

De manière générale, la contamination ne semble pas remettre en cause la pérennité des écosystèmes. Néanmoins, l'ensemble des stations étudiées a permis de constater :

- une diminution du nombre d'espèces végétales présentant un intérêt à mesure de l'augmentation de la contamination des sols ;
- une bioaccumulation des ETM dans les végétaux et surtout dans les champignons ;
- des effets écotoxiques sur la germination du Ray-grass et le développement de *Glomus mosseae* ;
- une diminution d'abondance de la macrofaune du sol à mesure de l'augmentation des teneurs métalliques dans les sols des différentes parcelles.

La macrofaune du sol semble être le groupe biologique le plus impacté. Une étude approfondie sur ce groupe biologique est actuellement en cours en partenariat avec l'IRD de Bondy (soutenue par l'ADEME). Elle porte sur les paramètres indicateurs du fonctionnement du sol comme la respirométrie et la validation de l'indice biologique de qualité des sols (IBQS) sur sols pollués.

### ***L'éré permet-elle de différencier les quatre stations du site A ?***

Les éRé réalisées permettent de différencier les quatre stations du site A selon le gradient de contamination. En effet, les quotients de risques calculés et les impacts observés lors des inventaires écologiques montrent que le niveau de contamination des sols en ETM joue un rôle important concernant la décision finale.

### ***Quel type de plantation est le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution aux ETM ?***

Concernant le type de plantation, les éRé réalisées ne permettent pas, sur la base des connaissances actuelles, de répondre directement à cette question car les méthodologies ne sont pas assez précises. En effet, elles ne permettent pas de distinguer les différentes espèces végétales vis-à-vis du risque encouru. Le règne végétal terrestre est considéré comme une seule entité écologique. Même une distinction par strate ne peut être envisagée. Pour améliorer cette situation, le développement de VTR spécifiques à des groupements végétaux de plus petite ampleur (par peuplement ou par espèce, par exemple) est nécessaire. De même, la systématisation de mesures de bioaccumulation peut être préconisée car cela permettrait de pondérer l'exposition par espèce. (La préconisation de mesures *in situ* et *in vivo* est un des avantages de l'écotoxicologie par rapport à la toxicologie).

Ces perspectives permettraient de préciser le risque calculé pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA qui prennent en considérant un risque par espèce. Par contre, cela n'aura pas d'impact pour la méthodologie du Royaume-uni qui propose un quotient de risque par agent de stress. Ainsi, pouvoir calculer un indice de risque pour le Frêne et pour l'Erable permettrait d'orienter la sélection des essences vers celles encourageant un moindre risque en fonction des concentrations dans les sols.

Cependant, l'ÉRÉ permet indirectement de répondre à cette question lorsqu'une étude écologique précise est réalisée, ce qui est le cas pour la méthodologie du Royaume-uni (et pas encore systématique dans les autres cas). En effet, les éléments écologiques permettent de déduire que les écosystèmes des stations A1, A3 et A4 sont stables. En revanche, l'écosystème de la station A2 semble instable.

L'écosystème développé sur la station A1 (la plus contaminée) ne montre pas d'atteinte forte car il semble évoluer vers un boisement « plutôt » naturel et accueillant de nouvelles espèces. Cependant, étant donné la très faible diversité de la macrofaune du sol, une perturbation supplémentaire pourrait conduire au déclin de cet écosystème. Ainsi, sans que des mesures d'urgence et de gestion aient à être prises, cet écosystème reste à surveiller notamment vis-à-vis des organismes du sol. Concernant A3, la diversité est plutôt bonne malgré la plantation monospécifique, le contexte agricole présentant peu de nuisances anthropiques joue certainement un rôle important dans la stabilité de cet écosystème. Cette parcelle semble porter deux écosystèmes superposés (un écosystème prairial au niveau des herbacées et un écosystème forestier dans le houppier) mais interférant peu. L'installation d'une strate arbustive pourrait contribuer à en augmenter la richesse spécifique. A4 est la station la moins contaminée et la plus jeune qui pourrait évoluer comme la parcelle A1 (de nouvelles herbacées ont été observées) mais certainement plus rapidement et surtout en fonction de l'entretien qui y est réalisé. La parcelle A2 présente une forte contamination, une plantation monospécifique clonale, l'essence choisie est généralement sensible à un champignon parasite. Tous les individus y sont parasités et dans un mauvais état sanitaire. Cette parcelle rassemble donc une contamination chimique, une contamination biologique et une mauvaise technique de plantation (clone, peu de luminosité). C'est sans conteste un mode de plantation à éviter.

Pour conclure, sur la base des inventaires écologiques réalisés dans le cadre des ÉRÉ, le type de plantation le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution des sols aux ETM, serait une plantation plurispécifique, d'essences arborées, arbustives et herbacées. En effet, l'objectif est, pour l'heure, d'augmenter la diversité végétale mais aussi toutes les diversités attenantes (biote du sol, avifaune...) de manière à générer des tolérances différentielles aux



agents de stress. À plus long terme, il est possible que les éRé puissent être plus précises et permettent la préconisation des espèces à planter.

En ce qui concerne les espèces à planter, le calcul de risque n'étant pour l'heure pas possible, il est envisageable d'orienter le choix vers des espèces accumulant peu. Toutefois, ce paramètre peut ne pas être corrélé au risque ; une espèce peut accumuler beaucoup et être tolérante (pas d'effet). Elle peut également accumuler beaucoup sans pour autant conduire à une forte exposition des maillons supérieurs (elle n'est pas obligatoirement consommée). Cependant, connaître et limiter l'accumulation dans les espèces végétales permettent *a minima* d'éviter la mobilisation des ETM du sol (transfert biotope vers biocénose, transfert d'éléments depuis le sol profond vers le sol de surface...). Dans le cadre de la présente étude et sur la base des concentrations en ETM mesurées dans les feuilles des essences en place sur les stations, le Chêne est l'essence à favoriser. De plus, ce genre est une essence noble, offrant une bonne qualité paysagère même si sa croissance est lente.

### ***Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ?***

En suivant strictement les méthodologies appliquées, il n'est pas possible de répondre à cette question. Cela est dû au fait que :

- seules les méthodologies en capacité d'exprimer des indices de risques pour la biocénose peuvent être envisagées. La méthodologie du Royaume-Uni ne calcule pas un risque en fonction de la biocénose mais de la contamination du biotope. Ainsi, que la biocénose soit une plantation ou une friche n'influe pas sur ce calcul.
- toutes les méthodologies n'impliquent pas de considérer systématiquement un témoin. De plus, quand un témoin est pris en considération, il s'agit en général d'un témoin non pollué et non d'un témoin « mode de gestion ».

Néanmoins, lors de la phase initiale de l'éRé (phase de formulation du problème ou phase de planification), les échanges avec les gestionnaires ont mis en évidence la nécessité de considérer des témoins pour répondre à la question. Devant la complexité de cette problématique, la partie suivante (Partie III) est entièrement consacrée aux méthodes de choix des témoins, aux apports des témoins dans l'éRé ainsi qu'à tous les points de discussion attendants.

### III.5.2. SITE B

Concernant le site B, il est important de signaler que ce site, composé de différentes sources de pollution, présentant de nombreux polluants, de différents milieux (sol, eaux superficielles, déchets) et de nombreux habitats, est un site pour lequel les éRé sont complexes à mener. Ainsi, le niveau de complexité de ce type d'étude augmente très rapidement en fonction de la diversité du site et de son exposition.

Pour ce site, suite à la rencontre avec le gestionnaire, les objectifs suivants ont été précisés. Il est à noter que les deux méthodologies d'éRé appliquées conduisent à des résultats de même nature.

#### *Estimer l'effet du site (après activité) sur l'écosystème (approche rétrospective).*

La contamination entraîne un risque pour les contaminants suivants :

- anthracène, benzo(a) fluoranthène, chrysène, fluoranthène, fluorène, phénanthrène, pyrène ;
- cadmium, chrome total, manganèse, mercure, arsenic, cobalt, cuivre, nickel, plomb, zinc ;
- benzène, m-xylène, o-xylène, p-xylène, toluène ;
- tétrachloroéthylène, trichloroéthylène.

L'ensemble des compartiments biocénétiques est touché sur le site B. Pour les végétaux, des risques ont été démontrés avec de nombreux contaminants dont principalement le mercure, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Des indices de risque importants également ont été trouvés pour le plomb, les xylènes ainsi que pour l'arsenic, le cuivre, le manganèse, le nickel, le zinc, le benzène et le toluène.

Les indices de risque les plus importants mis en évidence chez les invertébrés concernent le plomb, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène ainsi que le tétrachlorure de carbone. Le zinc, les xylènes, le cuivre, le benzo(a)fluoranthène, le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène, le naphthalène, le phénanthrène, le pyrène, le benzène et le toluène engendrent également un risque pour les entités présentes sur le site.

Les mammifères encourent également un risque principalement avec le plomb et le cadmium qui présentent les indices de risque les plus importants, mais également avec le chrome, le trichloroéthylène, le fluorène, le zinc, l'arsenic, le cuivre et le nickel. Dans ce groupe

biologique, les espèces les moins sensibles semblent être les espèces omnivores ; par contre, l'ensemble des entités herbivores est touché. La plus sensible est le Campagnol agreste qui présente des indices de risque très élevés pour l'arsenic, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc.

Quant à l'avifaune, elle encourt, elle aussi, un risque, principalement avec le plomb. Des indices de risques importants sont également à prendre en compte pour le xylène, principalement chez la Mouette en raison de son régime alimentaire constitué de déchets et chez le Grèbe castagneux. Celui-ci est l'oiseau le plus sensible du site, il présente le plus grand nombre d'IR supérieurs à 1 ainsi que le plus fort IR pour le plomb. Chez les oiseaux d'eau, le Canard et le Grèbe présentent un risque pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène.

On peut noter que les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) ne présentent pas de risque par rapport aux éléments concernés malgré une accumulation de la contamination dans la chaîne alimentaire attendue (bioamplification). Ceci ne peut être entièrement expliqué par la pondération de la DJE par l'aire de répartition qui prend en compte l'ensemble de la zone de nourrissage de l'entité et non pas uniquement le site étudié. En effet, les indices de risque calculés sans pondération de la DJE sont un peu plus élevés. Il peut être possible également que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

Le fait que les espèces de fin de chaîne alimentaire ne présentent qu'un risque faible, contrairement aux attendus, avait aussi été remarqué pour le site A.

***Identifier les types de recommandations à but écologique qui pourraient être mises en place dans le cadre de la gestion du site (approche prospective).***

Lors de cette étude, des risques ont bel et bien été démontrés sur l'ensemble du site et principalement au niveau de l'ancienne décharge et du lagunage où les concentrations maximales ont été relevées. Certaines recommandations peuvent être proposées.

❶ Tout d'abord la décharge pourrait être vidée puis aménagée afin d'empêcher certaines espèces d'oiseaux de se nourrir de son contenu et afin de s'assurer de l'étanchéité entre le sol et la décharge.

❷ La contamination des eaux pourrait être réduite en curant les sédiments qui ont accumulé la contamination.

③ Pour l'eau, la zone de lagunage présente le plus de risques. Sa mise à sec et son nettoyage peuvent s'avérer nécessaires.

④ En vue de l'aménagement du site en parc, il pourrait être judicieux, sur la zone de décharge ainsi qu'au niveau du lagunage, de limiter le contact entre les usagers et le sol par l'aménagement de zones spécifiques, bétonnées par exemple ou encore constituées de graviers.

⑥ Le site B présente une diversité avifaunistique qui peut être développée par :

- une meilleure structuration de l'écosystème,
- une plus grande diversification des plantations (éviter les peupleraies),
- un arrêt des activités cynégétiques

⑤ Les habitats humides présentent un intérêt écologique d'importance communautaire et offrent au site B une qualité paysagère certaine. L'aménagement futur devrait particulièrement valoriser ces milieux.

⑦ La zone du lagunage, plus que les rigoles, peut présenter un intérêt pour la batrachofaune en fonction de son aménagement futur.

Pour conclure, les éRé réalisées sur le site B ont permis d'intégrer l'ingestion d'eau dans le calcul de risque. Cette voie d'exposition conduit à des indices de risques extrêmement importants, non négligeables en comparaison des indices de risques par ingestion de nourriture. Or, de nombreuses autres voies d'exposition ne sont pas considérées. Il est même difficile d'estimer l'influence que cette incertitude induit sur les résultats des éRé. Néanmoins, il semble que ne pas considérer toutes les voies d'exposition et ne prendre en compte que les expositions d'ordre alimentaire conduisent à une forte sous-estimation du risque.

### **III.5.3. SITE C**

Pour le site C, répondre à l'objectif général est l'objectif majeur. En effet, il s'agit pour ce site de procéder à l'adaptation et l'application des méthodologies d'éRé à un site aquatique. Néanmoins, et plus spécifiquement, la problématique soulevée par les gestionnaires de ce site industriel est : Est-ce que les eaux de lessivage du site présentent un risque pour l'écosystème aquatique ?

S'agissant de l'application de la méthodologie US EPA à un écosystème aquatique, l'éré a pu être menée à son terme. Les indicateurs écologiques et les indices normalisés développés pour le milieu aquatique facilitant même l'adaptation de la méthodologie et la caractérisation du risque. Un paragraphe concernant exclusivement la comparaison et les spécificités de la réalisation des éré en milieux terrestres ou aquatiques est développé dans la partie consacrée à l'étude de la variabilité du risque en fonction de la méthodologie d'éré utilisée (Partie IV).

***Est-ce que les eaux de lessivage présentent un risque pour l'écosystème récepteur ?***

Des indices de risques supérieurs à 1 ont été calculés. Néanmoins, pour certains, ces IR sont égaux ou inférieurs à ceux calculés pour l'amont. Cela indique qu'il y a contamination des eaux du récepteur, mais qu'elle ne provient pas de la canalisation. Les agents de stress générant des indices de risques supérieurs en aval par rapport à l'amont sont l'arsenic pour la Musaraigne aquatique et le Ragondin, le nickel pour la Musaraigne aquatique, le mercure, le fluoranthène et le pyrène pour les végétaux et invertébrés. Les métaux induisant ces indices de risque se retrouvent en très faible proportion dans les eaux de la canalisation. Leurs effets dans l'écosystème aquatique récepteur sont donc plus probablement imputables à leur stockage dans les sédiments. Au regard des analyses effectuées dans cette matrice, il est constaté que les sédiments du rejet contiennent plus de mercure et de nickel que les sédiments en amont la Moselle. Pour l'arsenic, les concentrations sont comparables. Nous observons également que les concentrations pour ces trois métaux dans les sédiments « aval immédiat » de la Moselle sont largement supérieures à celles de l'amont. L'influence de la qualité des sédiments du rejet est de ce fait très plausible. Ces constats sont identiques pour le pyrène et le fluoranthène. De manière globale, une forte charge en HAP est constatée dans les sédiments du rejet (benzofluoranthène, chrysène, indeno(1,2,3-cd)pyrène, anthracène). Ainsi, même si les IR n'ont pu être calculés pour tous les agents de stress faute de VTR, il est fortement probable qu'ils contribuent à générer des risques inacceptables dans l'écosystème récepteur.

Pour résumer, l'arsenic, le nickel, le mercure, le fluoranthène et le pyrène conduisent à des indices de risque supérieurs à 1 en aval de la canalisation dans le milieu récepteur. Ces agents de stress sont retrouvés en quantité importante dans les eaux mais aussi et surtout dans les sédiments du rejet. De plus, les risques considérés sont minorés par le fait que peu d'agents de stress puissent être considérés et que le compartiment « sédiment » ne puisse conduire au calcul de risque (alors qu'il présente une forte charge de polluants). Ainsi, et malgré les différences de débit entre le rejet et l'écosystème récepteur, la probabilité d'apparition d'effets néfastes induits par le rejet ne peut être exclu. Des résultats d'analyses complémentaires permettant d'identifier plus précisément les sources de contamination de la canalisation (eaux de drainage routier, eaux de la zone commerciale, eaux de lessivage de sites industriels) permettraient d'optimiser les décisions de gestion. Une fois les résultats obtenus, les calculs de risque pourraient être repris afin d'estimer l'impact de chaque source (avant leur mélange et leur dilution avec les eaux pluviales).

Cette partie II a produit les résultats suite à l'application des éRé aux sites d'étude. Les parties suivantes sont des parties de discussion à part entière, basées sur les résultats obtenus. En effet la partie III porte sur l'utilisation des témoins en éRé. Cette partie s'attache à évaluer ce qu'ils peuvent apporter et tend à définir comment les considérer et comment les utiliser pour conclure sur la nécessité de les intégrer systématiquement dans les méthodologies.

La partie IV statue sur les variabilités induites par l'utilisation des différentes méthodologies sur un même site. Cette partie a pour objectif de comparer l'applicabilité des méthodologies et les variabilités (méthodologiques et des résultats) produites. Ces deux parties sont suivies d'une discussion générale, de recommandations, d'une conclusion ouvrant sur des perspectives.

**IV. DISCUSSION SUR L'APPORT DES SITES  
TEMOINS DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES  
POUR LES ECOSYSTEMES**

Suite à l'application des éRé sur les trois sites d'étude en partie II, la partie III est consacrée à la discussion concernant la prise en compte de témoins en éRé. Avant de discuter les aspects scientifiques du sujet, il convient de rappeler que, dans le contexte législatif français de gestion des sites et sols pollués, la notion de témoin et plus précisément d'environnement témoin est évoquée dans les nouvelles modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Ainsi, en annexe 2 de la note du 8 février 2007, figurent plusieurs passages dédiés à l'importance de considérer un environnement témoin pour identifier les milieux nécessitant un plan de gestion ou pour déterminer la pertinence de conduire une évaluation quantitative des risques sanitaires plus approfondie. Dans ce contexte, l'environnement témoin doit être situé à proximité des installations étudiées, à l'abri des zones d'effet des installations ou des milieux concernés par les pollutions et devra comporter un fond géochimique naturel comparable à celui de la zone du projet ou des installations. Comme nous le verrons par la suite, la nécessité de considérer un témoin en éRé répond sensiblement aux mêmes enjeux. Toutefois, les résultats obtenus nous permettront de constater qu'en éRé la notion de témoin englobe d'autres aspects aussi bien en termes de définitions que d'application. De fait, les objectifs de cette partie sont d'étudier les différents types de témoins pouvant être utilisés (témoin du risque, témoin non pollué, témoin lié à la problématique...), leur contexte d'utilisation, ce qu'ils peuvent apporter à l'évaluation des risques pour les écosystèmes et plus simplement la nécessité d'en considérer dans ce type d'étude. Cette partie est constituée de trois chapitres puis d'une conclusion. Chaque chapitre se base sur une étude de cas, définie grâce à une première analyse des résultats obtenus jusqu'ici et décrits ci-après.

### **Première analyse**

L'utilisation d'un témoin est peu évoquée dans la méthodologie développée par le CEAEQ ou par l'US EPA. L'encadré ci-dessous reprend, par exemple, les extraits évoquant le témoin dans la méthodologie américaine.



Page 93 :

*Extrapolations can be strengthened by using appropriate reference sites, such as sites in comparable ecoregions (Hughes, 1995).*

Annexes :

*Reviewers recommended numerous topics for further development. Examples include:*

- *landscape ecology*
- *data sources and quality*
- *physical and biological stressors*
- *multiple stressors*
- ***defining reference areas for field studies***
- *ecotoxicity thresholds*
- *the role of biological and other types of indicators*
- *bioavailability, bioaccumulation, and bioconcentration*
- *uncertainty factors*
- *stressor-response relationships (e.g., threshold vs. continuous)*
- *risk characterization techniques*
- *comparative ecological risk*
- *screening and tiering assessments*
- *identifying and selecting assessment endpoints.*

*Some reviewers have suggested that the Proposed Guidelines should provide more discussion of topics related to the use of **field observational data in ecological risk assessments**, such as selection of **reference sites**, interpretation of positive and negative field data, establishing causal linkages, identifying measures of ecological condition, the role and uses of monitoring, and resolving conflicting lines of evidence between field and laboratory data.*

Cet exemple illustre que le témoin est évoqué bien après les premières phases de la méthodologie ou en annexe. Peu de précisions sont données quant à sa définition, voire même son utilisation. Or, la détermination du témoin s'avère être une étape difficile notamment pour des régions aussi anthropisées que celles du Nord – Pas de Calais et de la Lorraine. Classiquement, le site témoin doit présenter les mêmes caractéristiques écologiques que le site d'étude sans les effets d'une perturbation. Lorsque le contexte environnemental le permet (exemple : site localisé au sein d'une forêt), le plus simple est de définir une zone témoin adjacente au site ou une zone située sur le site en lui-même mais qui n'aurait pas subi les effets de la perturbation. Néanmoins, selon le contexte de l'étude, ce type de démarche n'est pas toujours envisageable.

La difficulté de localiser un témoin et le peu de définition des méthodologies pourraient ne pas conduire à l'utilisation systématique de témoin dans le cadre des éRé. Pour preuve, les

éRé conduites en suivant les méthodologies de l'US EPA et du CEAEQ n'y ont pas eu recours pour les écosystèmes terrestres. *A contrario*, pour l'étude de l'écosystème aquatique, l'utilisation d'une station en amont du rejet s'est imposée. La station amont est considérée comme un témoin avant l'ajout des agents de stress par le rejet. Son étude a permis d'évaluer la contamination « bruit de fond » de l'écosystème récepteur. Cette station a donc permis de s'affranchir des perturbations de l'écosystème induites par d'autres agents de stress que ceux provenant du rejet pour lequel le risque devait être évalué. Ainsi, comme en ERS, l'éRé permet, lors de l'utilisation d'un témoin, de cibler une ou des sources d'agents de stress et d'évaluer les effets induits par une activité précise (cas d'une pollution industrielle, par exemple). Par contre, sans utilisation d'un témoin, l'éRé prend en compte la qualité globale de l'écosystème, en intégrant le « bruit de fond », ce qui peut aussi être un des objectifs de ce type d'étude (sites A et B, par exemple).

Concernant la méthodologie du Royaume-Uni, le témoin est largement évoqué.

*Extrait du guide ERA UK, évoquant le témoin*

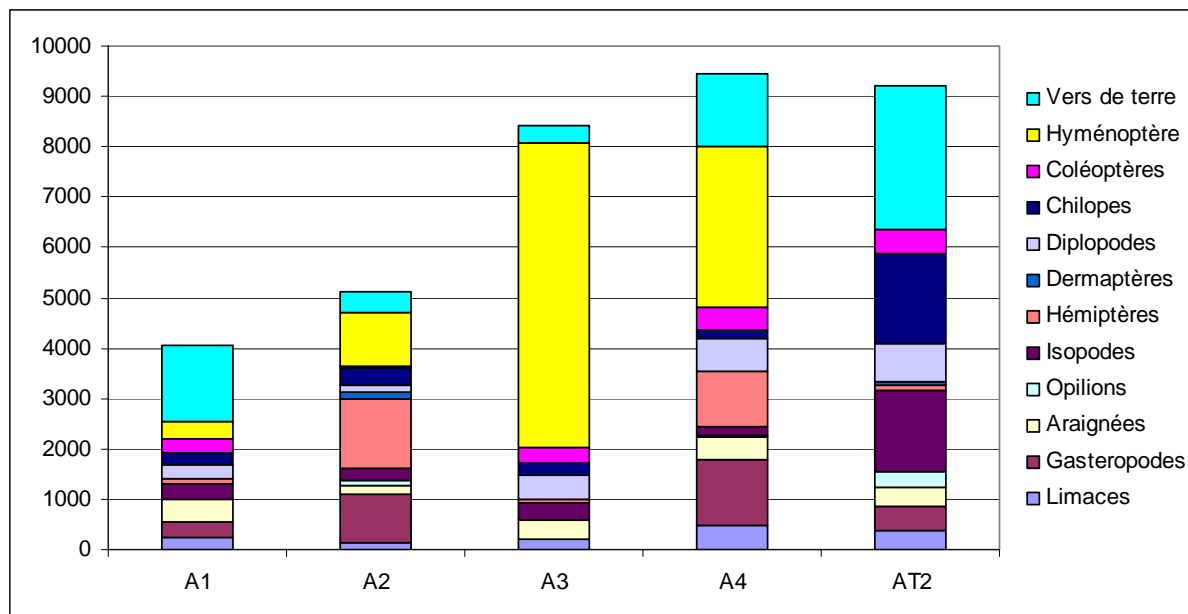
*« At the desk study and CSM stage, a clear and achievable measurement endpoints that are related to the assessment endpoints should be identified and used to determine the extent and nature of further ecosurveys in Tier 2. The measurement endpoints needs to be such that the likely significant risk of harm to a receptor from a contaminant through identified pathways can be evaluated. This will usually necessitate a predetermined quantitative aspect to the measurements taken, and a comparison of the results with historical data for the site or with an ecosurvey carried out at an agreed uncontaminated area of a similar nature.*

*The assessor should consider carefully where baseline data or 'control' data could be obtained. One of the limitations of an ecosurvey may be the lack of data for a relevant uncontaminated scenario. In some cases, it may be necessary to rely on professional judgement and experienced surveyors, but this is likely to weaken the evidence.*

*Comparisons between contaminated and uncontaminated habitats may be required to inform an assessment. »*

En ce qui concerne cette méthodologie, le témoin est indispensable. En effet, le témoin joue un rôle primordial dans l'établissement des liens entre les risques calculés et les atteintes écologiques constatées ou prévues. Dans ce cadre, le témoin permet de valider les hypothèses d'atteintes de l'écosystème par les agents de stress. À titre d'exemple, lors des inventaires réalisés pour caractériser la macrofaune du sol sur le site A, le graphique suivant a pu être

établi. Sur cette base, l'hypothèse que les ETM pouvaient porter atteintes à la macrofaune a été formulée. Dans ce contexte, la présence du témoin a apporté une preuve supplémentaire au fait que cette hypothèse puisse être avérée.



**Figure 28** : Influence des agents de stress sur l'abondance de la macrofaune du sol pour les stations d'étude et le témoin

À l'inverse, une hypothèse avait été émise quant à l'impact des agents de stress sur les espèces végétales sensibles (plus les stations étaient polluées, moins d'espèces floristiques sensibles étaient présentes). Cette hypothèse a été infirmée par la comparaison des statuts de rareté et de menace du témoin pour lequel une seule espèce peu commune a été inventoriée, les autres étant toutes communes ou très communes. Le témoin présente donc une sensibilité globalement plus faible que sur la station contaminée A3.

Dans l'extrait du guide de l'ERA UK en encadré, des témoins de natures différentes sont évoqués comme le témoin temporel (*Historical data*) ou le témoin de site non contaminé (*Uncontaminated area of a similar nature*). En effet, selon le contexte étudié, trois catégories de témoins peuvent être définies : les témoins artificiels, les témoins sur site et les témoins potentiels.

Le **témoin artificiel** correspond à un système multi-spécifique ayant pour but de représenter l'écosystème naturel. Dans les études écotoxicologiques, ces systèmes sont appelés « microcosmes » ou « mésocosmes » selon leur complexité écosystémique. Ils restent peu

nombreux et principalement aquatiques. Ils sont mis en place selon un écosystème type (débit, hauteur du sédiment...) qui doit être comparable aux écosystèmes étudiés.

Le **témoin potentiel** est déterminé à l'aide de données bibliographiques. Il est, en effet, possible de déterminer les espèces susceptibles de vivre dans les conditions définies par les données physiques du site telles que les données géologiques, pédologiques et/ou climatiques.

Le **témoin sur site** correspond à la totalité ou à une partie de l'écosystème présent sur le site. Il est localisé au sein ou à l'extérieur des limites administratives du site. Deux types peuvent être déterminés : le témoin temporel qui correspond à l'écosystème avant la perturbation et le témoin spatial qui correspond à une partie de l'écosystème non concernée par les perturbations.

À ce jour, il semble que le témoin soit peu considéré dans les dispositifs expérimentaux des méthodologies de l'US EPA et du CEAEQ. Lorsqu'il l'est, le témoin potentiel est, à ce jour, le plus utilisé. En revanche, le témoin sur site, notamment le témoin spatial, est celui préconisé par le guide de l'éré du Royaume-Uni.

Afin de pouvoir discuter de l'intérêt de ce type de témoins, la comparaison des éRé conduites sur les stations A et AT2 (témoin spatial) est reprise, synthétisée et analysée dans le chapitre 1. Le chapitre 2 est consacré à la comparaison entre A1 et son témoin temporel, c'est-à-dire à cette même station sur laquelle des relevés botaniques ont été réalisés en 1999. Une troisième étude de cas fait l'objet du chapitre 3. En effet, sur la base des conclusions des éRé conduites sur le site A (partie II), on s'aperçoit que, même si les éRé peuvent être réalisées sans témoin, elles ne permettent pas de répondre à l'intégralité des questions du gestionnaire (maintien de la politique de plantation ?). Ainsi, l'utilisation d'un référent en fonction de la problématique du site est l'objet de ce dernier chapitre. Le référent, à la différence du témoin, peut être contaminé. Ainsi, une comparaison des éRé des stations A1 et AT1 (friche contaminée) est réalisée afin de tester le fait que l'éré puisse être considérée comme un outil d'aide à la décision à part entière.

## IV.1. APPORT DU TEMOIN SPATIAL DANS L'EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES

Ce chapitre est basé sur l'évaluation des risques pour les écosystèmes réalisée sur le site A et AT2 selon la méthodologie du Royaume-Uni. Il reprend les différents niveaux de l'éré conduite (4 niveaux). Puis pour chacun d'entre eux, le fait qu'un site témoin soit considéré est commenté.

### IV.1.1. NIVEAU 0 : ETUDE DOCUMENTAIRE ET MODELE CONCEPTUEL

**Objectif du niveau 0 :** réalisation de l'étude documentaire permettant de lister les informations concernant le site et la nature de la contamination en vue d'évaluer les possibles liens entre cette contamination, le biotope et la biocénose (sources – transfert – cibles). Ces liens sont ensuite schématisés dans un modèle conceptuel.

#### **Synthèse du niveau 0**

Le site A se situe dans le Nord - Pas de Calais et correspond à la zone de contamination d'une ancienne usine métallurgique dont les retombées de poussières ont engendré la contamination essentiellement métallique des sols sur plusieurs kilomètres carrés alentours.

L'objectif principal de l'étude étant de déterminer les caractéristiques de plantation encourageant le moins de risques pour la gestion écologique de ces sols contaminés, un échantillon représentatif de l'ensemble des plantations de la zone d'étude a été sélectionné (quatre stations) selon les critères suivants : l'âge des plantations, la diversité des essences plantées et la teneur en ETM dans les sols. Les parcelles boisées, nommées A1, A2, A3 et A4, sont situées dans la zone d'influence définie par la pollution et à différentes distances de l'ancienne usine afin d'obtenir un gradient de concentrations de la contamination des sols de chacune d'elles.

Pour compléter notre dispositif d'étude, une parcelle témoin a été choisie : AT2. Cette station est un témoin « sans pollution ». En effet, elle a été choisie avec des caractéristiques les plus proches possible de A1 mais non contaminée, avec des interventions humaines limitées et représentant un écosystème de qualité. AT2 se trouve à une trentaine de kilomètres du site A, en périphérie d'un parc urbain.

Notre approche étant l'évaluation des risques écologiques, l'objectif principal est la protection de la diversité biologique sur ce site. Sont retenus ici les groupes biologiques présents dans les limites spatiales de l'étude et jugés les plus exposés à une pollution des sols. Il s'agit donc des espèces en contact direct avec le sol et ses contaminants telles que la flore vasculaire, les champignons, les invertébrés du sol ainsi que la mammalofaune, mais aussi en contact indirect (via la chaîne alimentaire) avec les contaminants telles que la faune aviaire.

Sur la base de ces éléments, le modèle conceptuel suivant a pu être construit.

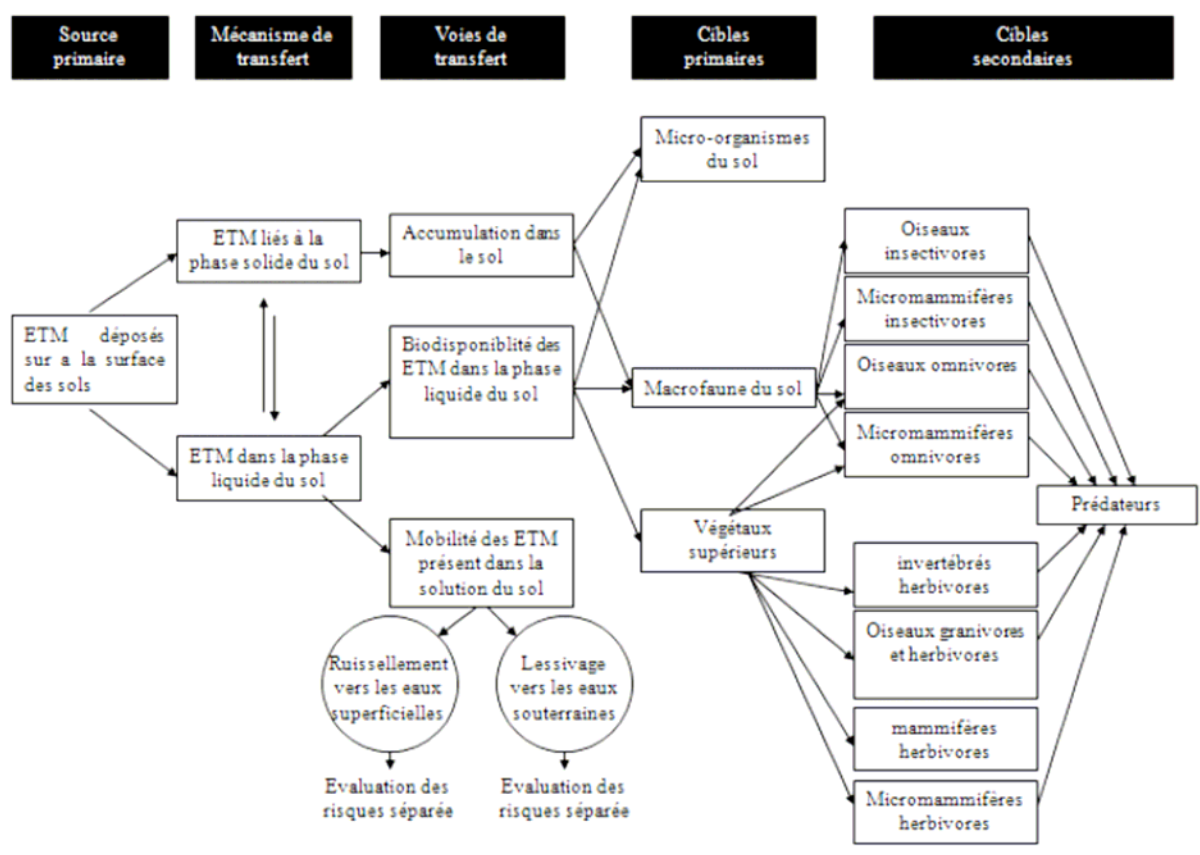


Figure 29 : Schéma conceptuel de l'ÉRE conduite sur le site A, selon la méthodologie du Royaume-uni

### **Influence du témoin non pollué sur le niveau 0 de l'ÉRÉ**

Le fait qu'un site témoin soit considéré ne modifie pas la conduite de l'ÉRÉ au niveau 0. Par contre, cela implique de prospecter et choisir le site. Cette étape est délicate, le témoin parfait n'existant qu'à de rares exceptions. De fait, le choix du témoin fait souvent l'objet d'un compromis qu'il est préférable de valider avec l'équipe d'évaluation et de gestion (d'où une étape supplémentaire d'échange, d'organisation de réunion). Il s'agit d'une étape clé pour laquelle il est préférable d'investir le temps utile.

Pour illustrer, dans le cadre de cette étude, la recherche du témoin a duré plusieurs mois, ce qui impacte les plannings de terrain et les résultats écologiques exprimés (décalage des sessions de terrain). Le témoin choisi correspond à la station A1 même si des compromis portent sur l'âge du boisement (AT2 est une plantation plus âgée qu'A1) et un usage de parc urbain marqué (présence anthropique plus forte).

La considération d'un site témoin dans le dispositif expérimental augmente également le temps de recherche documentaire, allant parfois jusqu'à le doubler si seuls le site et son témoin sont considérés (deux stations à renseigner au lieu d'une).

Au niveau du schéma conceptuel, le site témoin n'est pas concerné puisqu'il ne présente pas d'agent de stress. Néanmoins, l'évaluateur doit vérifier que sa biocénose se constitue de groupes biologiques similaires (même schématisation conceptuelle de la partie biocénotique que le site perturbé).

## **IV.1.2. NIVEAU 1 : ANALYSE CHIMIQUE DU SITE ET POTENTIALITE DE RISQUE**

**Objectif du niveau 1 :** le niveau 1 est une étape de sélection des contaminants, basée sur une comparaison des analyses chimiques des sols avec les valeurs de référence de la méthode « *Soil Screening Values* » (SSV) et aboutissant à un calcul de risque.

### **Synthèse du niveau 1**

Dans cette partie, les polluants présentant un risque seront retenus pour la suite de l'étude. Pour cela, les concentrations en ETM mesurées dans les sols du site A seront comparées à des valeurs seuils, proposées par l'Environment Agency, pour calculer un quotient de risque.

Ainsi, les agents de stress conservés pour la suite de l'étude dans chaque station sont répertoriés dans le tableau 67.

**Tableau 67 : Quotients de risque du site A**

Les agents de stress conservés pour la suite de l'étude dans chaque station sont répertoriés dans le tableau suivant :

Station	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
A1	8,32	16,89	38,16	4,37	0,46	0,41	8,01	0,43
A2	2,96	5,74	14,89	1,96	0,35	0,63	2,46	0,89
A3	2,07	7,77	20,65	1,51	0,25	0,39	4,46	0,43
A4	1,95	4,58	14,37	1,33	0,26	0,34	4,29	1,01
Témoin	0,28	0,88	0,44	0,98	0,16	0,61	0,64	0,84

NB: Les valeurs indiquées en rouge représentent les agents de stress conservé pour la suite de l'étude  
Quotients de risque (QR) attribué aux agents de stress pour chaque station du site A et la station témoin

### **Influence du témoin non pollué sur le niveau 1 de l'ÉRÉ**

C'est un niveau où l'influence du témoin est minimale. Les sols du site témoin doivent être analysés et sont inclus dans le calcul du quotient de risque, mais en toute logique pourraient ne pas l'être. Néanmoins, cela permet de vérifier que les agents de stress identifiés ne portent pas atteinte à l'écosystème en place (Cas de l'arsenic pour AT2).

### **IV.1.3. NIVEAU 2 : IDENTIFICATION DES REPONSES ECOTOXICOLOGIQUES ET ECOLOGIQUES APPREHENDEES**

**Objectif du niveau 2 :** le niveau 2 permet d'évaluer les effets des contaminants conservés par le biais de tests d'écotoxicité et d'inventaires écologiques. C'est à ce niveau que l'évaluateur cherche à établir la présence ou non d'une atteinte significative ou d'une probabilité d'atteinte significative. Une atteinte significative affecte la croissance, la reproduction et la mortalité de manière à ce que la survie d'une population, d'une communauté ou d'une espèce soit menacée. Il existe une probabilité d'atteinte significative (*significant possibility of significant harm*) lorsqu'un indicateur d'atteinte significative (population, communauté ou espèce) diffère statistiquement du témoin.



## Synthèse des résultats

Afin de caractériser les dangers de la contamination des sites, trois tests écotoxicologiques ont donc été réalisés pour l'étude (IPL Nancy).

- Effets sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs

Le test met en évidence une inhibition de la croissance et de la germination chez l'Orge. Ces effets s'expriment davantage pour les sols des stations A3 et A4 que pour A1 et A2. Ces résultats ne semblent pas en relation avec les teneurs en ETM des stations. En revanche, la matrice sol du site A ne semble pas avoir d'effet néfaste sur la croissance et la germination du Cresson. Le sol de la station AT2 n'entraîne pas une inhibition significative (sur la base d'une comparaison avec le témoin) de la croissance et de la germination ni chez l'Orge ni chez le Cresson.

- Effet sur la mortalité du ver de fumier *Eisenia foetida*

Les sols du site A et de la station témoin n'entraînent pas d'effet sur la mortalité d'*Eisenia foetida*.

- Effets sur le champignon symbiotique *Glomus mosseae*

Selon les résultats du test, un effet sur la germination des spores de ce champignon est mis en évidence de manière significative au niveau de la station A3. En revanche, les sols des stations A1, A2, A4 et AT2 n'entraînent pas d'effets significatifs sur la germination des spores du champignon.

Afin de récolter des données spécifiques sur la faune et la flore présentes sur les sites d'étude, des inventaires écologiques de terrain ont été réalisés pour les différents groupes biologiques identifiés lors du niveau 0 lors de la réalisation du schéma conceptuel. Les données recueillies sont synthétisées dans les paragraphes suivants par groupe biologique pour les stations du site A (de A1 à A4). Ces données écologiques sont ensuite déclinées en termes d'hypothèse concernant l'analyse de risque. Les inventaires réalisés sur AT2 ont alors été considérés de manière à confirmer ou à infirmer les hypothèses de risque émises.

Les données produites susceptibles de répondre aux questionnements du gestionnaire portant sur le mode de gestion des plantations sont aussi synthétisées. Cela constitue donc un bilan des informations générées par les inventaires écologiques et sans témoin.

## La flore vasculaire

- A1 présente la plus grande variété d'habitats et de ressources, en raison de la diversité des essences et de la structuration de la plantation (plusieurs strates) ;
- A3 présente le plus grand nombre d'espèces ;
- A3 et A4 présentent des espèces menacées, aucune n'a été inventoriée sur A1 et A2 ;
- problèmes de lumière constatés sur A2, or la pollinisation se fait essentiellement par des insectes héliophiles (cela contribue probablement à la faible diversité végétale sur cette parcelle) ;
- la dispersion des semences se fait par des animaux frugivores et granivores (dissémination au sein de la chaîne alimentaire des ETM accumulés par la flore) ;
- la flore vasculaire accumule des ETM, des herbivores sont présents sur le site.

### *Pour l'analyse de risque*

- les agents de stress ne semblent pas porter atteinte à la diversité : confirmation par la comparaison des inventaires avec AT2 dont la diversité floristique n'est pas largement supérieure à celle des stations contaminées ;
- les agents de stress semblent porter atteinte aux espèces sensibles : non confirmé par la comparaison des statuts de rareté et de menace d'AT2 pour lequel une seule espèce peu commune a été inventoriée ;
- les agents de stress sont accumulés par la flore vasculaire et sont susceptibles d'impacter les consommateurs primaires.

*Pour le mode de gestion des plantations, sur la base de ces inventaires écologiques, il semble nécessaire de :*

- favoriser les plantations multi-spécifiques, multi-strates, en conservant un espacement important des essences plantées afin de laisser la strate herbacée évoluer en un habitat prairial. Au niveau des semis d'herbacés, favoriser également des mélanges de semence ;
- proscrire les plantations clonales monospécifiques d'essences sensibles aux parasites.

## **La fonge**

- A1 présente la plus grande diversité spécifique avec 14 espèces, ce qui est néanmoins très faible pour une plantation ;
- les stations ne présentent pas d'espèce de forte valeur patrimoniale ;
- le plus grand nombre de champignons symbiotiques sont observés sur A1 et A3 ;
- A2 est infestée par un champignon parasite.

### *Pour l'analyse de risque*

- les agents de stress semblent porter atteinte à la diversité fongique : confirmations par la comparaison avec les inventaires d'AT2 qui présente un plus grand nombre d'espèces. De plus, des espèces d'intérêt pour l'écosystème ont été inventoriées sur AT2 (plus d'espèces, de plus grande « qualité ») ;
- la présence d'agents de stress pourrait favoriser le champignon parasite *Rhytisma acerinum* n'est pas retrouvé sur AT2.

### *Pour le mode de gestion des plantations*

- proscrire les plantations clonales ;
- favoriser les plantations de plants les plus avancées possible car les stations d'accueil les plus favorables aux champignons sont les parcelles les plus âgées. Celles-ci présentent également le plus de champignons symbiotiques, essentiels dans les interactions plantes-champignons-biotope de l'écosystème.

## **La macrofaune du sol**

L'abondance de la macrofaune du sol diminue en fonction de la contamination des sols. L'hypothèse de l'atteinte de la macrofaune par les ETM est émise. L'inventaire réalisé sur AT2 tend à confirmer l'hypothèse puisque l'abondance sur AT2 est supérieure aux stations du site A.

## **La mammalofaune**

- 9 espèces observées sur les stations contaminées, dont 2 protégées ;

- peu d'individus sont observés sur les stations d'études ;
- le plus grand nombre d'individus sur A1 et A4 ;
- poids moyens d'*Apodemus sylvaticus* inférieur à la moyenne. Néanmoins, cette donnée est à considérer avec précaution étant donné le faible nombre d'individus sur lequel elle se base (fortes incertitudes).

*Pour l'analyse du risque*

L'hypothèse d'une atteinte des micromammifères par les ETM est émise. Cette hypothèse n'est pas confirmée par la comparaison avec les inventaires d'AT2 qui regroupe peu d'espèces, en faible abondance et sans statut de protection.

*Pour le mode de gestion des plantations*

- favoriser la diversification des essences et la structuration de l'écosystème

**L'avifaune**

- Les agents de stress ne semblent pas influencer la diversité et la densité des espèces avifaunistiques. AT2 présente une diversité et une densité d'espèces inférieures à celles des stations du site A. Il semble que ce soit plutôt la diversité des habitats et la structuration de l'écosystème qui influencent le plus l'avifaune ;
- les oiseaux se nourrissant au sol (invertivores et herbivores) sont exposés aux agents de stress si la pollution s'accumule dans leurs ressources alimentaires ;
- la richesse des espèces de l'avifaune est liée à la diversité des strates arbustives et arborées ;
- la présence d'oiseaux insectivores du feuillage est essentielle pour le maintien de la biodiversité des insectes.

### **Influence du témoin non pollué sur le niveau 2 de l'ÉRÉ**

Avoir une station témoin est essentiel et indispensable pour ce niveau. Le témoin permet en effet, de

- compléter l'interprétation des inventaires de terrain ;
- invalider des hypothèses d'atteintes écologiques par les agents de stress (faible effectif des micromammifères par exemple), ce qui n'aurait pas été possible sans AT2 ;
- orienter vers les hypothèses de risques à étudier (atteinte de la macrofaune du sol, atteintes des champignons).

Ces stations témoins semblent d'autant plus nécessaires quand il n'y a qu'une station contaminée considérée. Cela permet, en comparant les données recueillies, de mettre en évidence des différences écologiques entre ces stations (plus de champignons sur la station témoin que sur la station contaminée par exemple). Ensuite une réflexion sur les causes de cette différence est à mener lors du niveau 3. En effet, les différences constatées entre une station perturbée et son témoin ne sont pas imputables aux agents de stress. Sans témoin, la comparaison doit être menée avec des données de la littérature, ce qui est, en général, moins spécifique au site. Dans le cas de l'application présentée, le fait d'avoir plusieurs parcelles présentant un gradient de contamination permet plus facilement de relier les différences écologiques observées entre les stations à l'action des agents de stress.

L'influence du témoin est fortement corrélée à l'effort d'investigations. En effet, il est d'autant plus important qu'il y a de données recueillies et à différents niveaux d'organisation de l'écosystème comme la mesure de paramètres morphologiques des arbres (le nombre de fleurs ou la production de semences sur le témoin et sur le site perturbé). Cela autorise plus de comparaison et permet de constituer un faisceau de preuves plus conséquent.

#### IV.1.4. NIVEAU 3 : RELATION CAUSE – EFFET

**Objectif du niveau 3** : le but de cette partie finale est de déterminer si les effets observés au niveau précédent peuvent être causés par les agents de stress mesurés dans les sols du site A. Puis une discussion permet de caractériser l'importance des liens entre les contaminants et les impacts observés.

#### Synthèse des résultats du niveau 3

La méthodologie préconise d'utiliser les critères de causalité de Hill. Cette approche est habituellement utilisée pour les études épidémiologiques. Elle permet d'établir un lien de causalité entre les agents de stress et les réponses biologiques observées lors des inventaires écologiques et des bio-essais. Chacun des critères analysés (force du lien, consistance, spécificité, cohérence, analogie et gradient écologique) se voit attribuer un coefficient d'importance pour la prise de décision finale.

**Tableau 68 : Coefficient d'importance des critères de prise de décision**

Critère	Signification du critère	Importance pour la prise de décision	Analyses suggérées par le guide ERA U.K.
Force du lien	Plus une association est forte, plus elle a de chances d'être causale ; mais le fait qu'une association soit faible n'exclue pas le lien de causalité.	+++	Corrélation entre les niveaux de contamination et les effets observés. Analyse en Composante Principale (ACP) pour identifier les facteurs les plus fortement associés aux effets.
Consistance	Répétition de l'observation d'une association dans différentes populations et dans différentes circonstances.	++	Recherche d'effets similaires observés sur d'autres sites contaminés par les mêmes substances.
Spécificité	Une cause conduit à un seul effet. Une seule cause conduit à l'effet.	+	Lien entre les données chimiques et biologiques. ACP
Temporalité	La cause précède l'effet.	+	Connaissance de l'historique du site.
Plausibilité	L'hypothèse est biologiquement plausible.	++	Littérature scientifique. Crédibilité des effets. Absence des espèces sensibles aux contaminants. Bioessais.
Cohérence	L'interprétation de la relation cause-effet en accord avec les connaissances actuelles à propos des effets des contaminants sur des espèces particulières	++	Voir plausibilité et expérimentation
Analogie	Des contaminants de structure et de mécanisme d'effets similaires pourraient produire le même type d'effets sur l'écosystème. Critère faible lié à l'imagination de l'évaluateur.	+	Effets similaires observés sur d'autres sites contaminés par les mêmes substances.
Gradient écologique	Existence d'une courbe dose-réponse	++	Des niveaux faibles de contamination conduisent à des impacts biologiques réduits. Les impacts diminuent lorsque la distance par rapport à la source augmente.
Expérimentation	Existence de preuves expérimentales.	++	Relation dose-effet pour les mêmes contaminants sur des espèces représentatives du site.

Les critères ont été satisfaits. Leur importance dans la prise de décision permet de conclure que les effets observés lors des inventaires écologiques sont causés par la présence d'une contamination en ETM dans les premiers centimètres des sols du site A.

#### **Influence du témoin non pollué sur le niveau 3 de l'ÉRÉ**

L'analyse des informations apportées par le témoin a été intégrée dans les trois critères de décision suivants :

- la force du lien (qui établit la relation de cause à effet) : le témoin a été considéré dans l'ACP comme un échantillon à part entière (comme les 4 autres stations). Il fait donc partie intégrante des résultats produits. À la suite de l'ACP, il est conclut que les agents de stress considérés peuvent porter atteinte à la macrofaune du sol et aux champignons, confirmant ce qui avait été souligné dans le niveau 2 lors de la comparaison des inventaires des stations A à la station témoin
- le gradient écologique (qui tend à quantifier la relation dose-effet) : lors de l'établissement d'une relation dose-effet, le rôle du témoin négatif est essentiel. La conduite de l'établissement d'une relation dose-effet, sans considérer le 0, n'est jamais envisagée. Ainsi sans témoin, ce critère n'aurait pu être pleinement testé ;
- l'expérimentation : le sol d'AT2 a été considéré pour les tests écotoxicologiques de manière à valider que cette matrice n'induit pas d'effet sur les organismes testés.

#### **IV.1.5. DISCUSSION : QU'APPORTE LE TEMOIN DANS CETTE ERE ?**

Une des principales conclusions de ce chapitre concernant l'utilisation d'un témoin non pollué dans une éRé est qu'il est indispensable. Il semble, en effet, essentiel en permettant le constat de différences écologiques vis-à-vis des stations contaminées.

Il n'est pas nécessaire lors de la réalisation de l'ÉRÉ, ce qui explique qu'il puisse ne pas être considéré lors du déroulement de certaines méthodologies. Par contre, il joue un rôle capital lors de la caractérisation du risque encouru. Plus précisément, cette première étude de cas démontre que le témoin n'est dans aucun cas un témoin « indice de risque » puisque par définition il ne doit pas être contaminé et/ou montrer des signes d'atteintes à la biocénose.

Son indice de risque doit donc tendre vers 0. Dans ce contexte, le calcul d'indices de risque pour le site témoin « non pollué » n'est donc pas approprié. En revanche, les données relatives à la biocénose du site témoin autorise une comparaison entre une biocénose « polluée » et une biocénose similaire (ou tout du moins présentant des caractéristiques proches) « non polluée » qui, elle, est utile sinon indispensable à l'interprétation des risques estimés. Ainsi, ne pas considérer de témoin non pollué empêcherait toute comparaison. Cela conduirait, au mieux, à se référer à la bibliographie pour valider le lien entre les atteintes à l'écosystème et les agents de stress. Néanmoins, un témoin bibliographique (ou témoin potentiel) ne correspond pas au principe de spécificité adopté dans les évaluations des risques. De plus, comment constater « bibliographiquement » des atteintes à l'écosystème ? Plus simplement, ne pas avoir de témoin de terrain rend l'interprétation des résultats et les conclusions difficiles (ex : que conclure de l'observation de 4 espèces de batraciens sur le site contaminé sachant que les données bibliographiques indiquent une diversité régionale de 15 espèces pour le Nord ?). Dans le pire de cas, cela limite les résultats de l'ÉRÉ à des constats de risques/non risques pour les entités cibles considérées.

En conséquence, l'étape de sélection de ce témoin nécessite un soin particulier qui prend du temps de par (i) les prospections qu'elle engendre, (ii) la validation par l'équipe de gestion qui semble préférable et (iii) la recherche documentaire sur une station supplémentaire qu'elle implique, allant parfois jusqu'à doubler le temps à consacrer à l'étude. De plus, l'influence du témoin sur la qualité des résultats obtenus semble d'autant plus importante qu'il y a de données recueillies et à différents niveaux d'organisation (individus, populations, règne...). Cela contribue plus aisément à la constitution d'un faisceau de preuves établissant ou renforçant le lien entre les atteintes écologiques et les agents de stress. Ces paramètres comparatifs sont principalement numériques (14 espèces sur le site contaminé contre 45 sur le témoin), ce qui souligne une nouvelle fois la nécessité de traduire quantitativement, par le biais d'indicateurs écologiques, la qualité de l'écosystème. Néanmoins, les besoins de recherche concernant ces indicateurs sont encore importants mais trouvent dans les méthodologies d'ÉRÉ une nouvelle fonction, non pas dans le calcul de risque mais dans sa caractérisation.



## **IV.2. APPORT D'UN TEMOIN TEMPOREL DANS L'EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

La parcelle A1 a fait l'objet, en 1992, de plantations et de verdissement. Une étude intitulée « impact environnemental de la végétalisation d'anciens sites industriels » (Duval *et al.*, 1999) a été réalisée en 1999. Dans cette étude, une première analyse de l'évolution du verdissement a été réalisée. Cette analyse, reprise pour être ensuite comparée aux inventaires réalisés en 2007 et 2008, est l'objet des paragraphes suivants. Une conclusion porte sur l'apport potentiel des témoins temporels dans l'ÉRé, en termes de données produites ou de contribution à la caractérisation écologique.

### **IV.2.1. PLANTATIONS ET VERDISSEMENT DE 1992**

Après une étude du terrain en présence, de son hydrométrie et dans sa contamination, les essences suivantes ont été plantées :

- Chêne pédonculé ;
- Aulne glutineux ;
- Bouleau verruqueux ;
- Robinier faux acacia ;
- Saule blanc ;
- Frêne commun.

L'engazonnement a été mécanique avec un mélange de 50% de Ray grass, 25% de Pâturin et 25% de Fétuque.

### **IV.2.2. EVOLUTION DE LA STATION DE 1992 A 1999**

Concernant la strate arborée, le recensement des arbres a souligné un taux de mortalité moyen des essences d'environ 50%. La plupart des arbres sont visiblement perturbés sur l'ensemble de la station. Les essences les plus sensibles sont le Chêne et le Saule. Le premier est très peu développé et présente presque systématiquement des chloroses sévères. L'Aulne et le Robinier semblent mieux résister aux conditions environnementales du site. Cependant, l'Aulne présente souvent un feuillage atrophié. De très nombreuses nécroses foliaires

provoquées par des brûlures acides ont été constatées, particulièrement chez le Chêne et l'Aulne.

Concernant la strate herbacée, les espèces inventoriées en 1999 (Duval *et al.*, 1999) sont présentées dans le tableau suivant.

Ados n°	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
<b>Nombre d'espèces</b>	14	15	13	12	11	12	10	11	12	13	10	8	8	9
<i>Festuca rubra</i>	3	2	2	2	3	+	2	4	4	3	2	2	2	2
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3	2	1	3	-	5	5	2	-	+	2	2	2	4
<i>Lolium perenne</i>	2	2	3	2	2	-	2	-	4	3	2	2	2	2
<i>Trifolium repens</i>	1	2	2	2	3	-	-	2	4	3	2	2	2	1
<i>Ranunculus repens</i>	2	2	2	2	2	-	1	1	1	3	2	2	2	4
<i>Cirsium arvense</i>	1	1	+	1	-	-	-	+	+	1	1	1	1	1
<i>Cirsium vulgare</i>	+	+	+		-	-	-	+	+	+	1	-	-	-
<i>Crepis taraxacifolia</i>	+	1	1	+	1	-	-	+	+	+	-	-	-	-
<i>Symphytum officinale</i>	2	2	2	2	+	2	3	-	-	-	-	-	-	2°
<i>Pastinaca sativa</i>	+	+	-	-	2	2	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agropyron repens</i>	2	2	1	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Armoracia rusticana</i>	+	1	2	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Festuca arundinacea</i>	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Melandryum album</i>	-	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Picris hieracioides</i>	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	1	3	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lamium album</i>	-	-	-	-	+	3	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	-	-	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Anthriscus sylvestris</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Sonchus oleraceus</i>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	1
<i>Pulicaria dysenterica</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	-	+	2	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Daucus carota</i>	1	-	-	-	-	-	-	+	1	+	+	+	+	1
<i>Calamagrostis epigeios</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	2	2	1	3	2	-

Creux n°	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
<b>Nombre d'espèces</b>	14	9	9	7	7	8	6	5	4	7	4	4	4
<i>Festuca rubra</i>	4	4	2	4	4	2	3	3	3	4	4	3	3
<i>Lolium perenne</i>	2	2	3	-	4	4	3	3	2	2	2	2	2
<i>Trifolium repens</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3
<i>Cirsium arvense</i>	+	1	+°	+°	1	+	+	+	-	+	-	-	-
<i>Festuca arundinacea</i>	+	+	+	+°	-	+	+	-	-	+	-	-	-
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agropyron repens</i>	1	-	+	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symphytum officinale</i>	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Picris hieracioides</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Daucus carota</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ranunculus repens</i>	2	-	2	1	1	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cirsium vulgare</i>	+	-	+°	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Pastinaca sativa</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crepis taraxacifolia</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pulicaria dysenterica</i>	-	+	+°	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agrostis vulgaris</i>	-	-	-	3	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calamagrostis epigeios</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	1	1	1	2	1

À l'approche de l'usine, *Calamagrostis epigeios* apparaît sur de plus larges zones. De même, des zones dans lesquelles la végétation est chlorotique sont bien visibles du côté de l'usine. *Festuca rubra* (Fétuque rouge) est dominante, les autres espèces restent chétives. *Trifolium repens* (Trèfle blanc) est particulièrement touché : les feuilles sont fripées et piquetées de taches de rouille. Aussi, *Arabidopsis halleri*, métallophyte absolue, indicatrice de fortes contaminations métalliques des sols (notamment en zinc), est inventoriée.

#### IV.2.3. COMPARAISON AVEC LES INVENTAIRES FLORISITIQUES DE 2007 ET 2008

La strate arborée constitue une aulnaie-frênaie sur sol frais à humide. Ceci indique que cette plantation artificielle représente, aujourd'hui, un groupement phytosociologique tendant vers une communauté naturelle.

Les essences plantées ont toutes été retrouvées. Néanmoins, de larges zones sans arbre existent sur cette station, confirmant l'importante mortalité initiale des essences. Conformément aux premiers constats, l'Aulne est très présent et le Chêne peu rencontré. Par contre, le Saule, identifié comme appartenant aux espèces sensibles aux conditions

environnementales, semble s'y développer. Le Cornouiller sanguin est apparu spontanément. L'apparition spontanée d'espèces peut être interprétée comme le signe d'un bon fonctionnement de l'écosystème et d'une évolution naturelle de la plantation. Toutefois, le fragment basal du groupement phytosociologique arbustif (Aubépine à un style et Prunellier) marque également un caractère nitrophile des ligneux en place.

En ce qui concerne l'état sanitaire des arbres et arbustes, contrairement aux premiers constats, les feuilles d'Aulne glutineux ne semblent pas atrophiées (une étude sur la dysmorphie de ces feuilles est en cours sur ce site). Plus globalement, peu de chloroses sont observées. L'arrêt de l'usine et de ces rejets d'acides n'entraîne plus de nécroses foliaires. Par contre, de nombreux bois morts et une forte présence de galles sont notés.

La strate herbacée accueille 36 espèces (*cf* partie I) contre 28 en 1999. La diversité continue donc à augmenter. En règle générale, la diversité est forte sur les écosystèmes pionniers et tend ensuite à se stabiliser. Cette augmentation de la diversité laisse donc supposer que l'écosystème n'est pas encore mature, malgré les plantations réalisées en 1992.

Les espèces les plus fréquemment rencontrées (fréquence supérieure à 50%) sont *Arrhenatherum elatius* (Fromental), *Calamagrostis epigejos* (Calamagrostide), *Glechoma hederacea* (Lierre terrestre), *Symphytum officinale* (Consoude officinale) et *Urtica dioica* (Ortie dioïque). Le Fromental marque notamment le caractère prairial, la Calamagrostide et la Consoude officinale marquent un caractère hygrophile et l'Ortie dioïque et le Lierre terrestre semblent indiquer un caractère nitrophile de la végétation. L'analyse phytosociologique permet d'identifier une Arrhénathéraie hygronitrophile à *Arrhenatherum elatius*, *Mentha aquatica*, *Rubus caesius*. Elle souligne également l'existence d'une mégaphorbiaie (*Epilobio hirsuti-Convulvuletum sepium*) qui est un habitat d'intérêt communautaire.

Conformément aux premières observations, *Calamagrostis epigeios*, forme de grands ensembles du côté de l'usine. Le Trèfle blanc, dont l'état sanitaire n'était pas satisfaisant, n'est plus présent sur cette station. Par contre, *Arabidopsis halleri* n'est plus observée. Une hypothèse pouvant expliquer sa disparition est que les espèces métallophytes supportent généralement peu la compétition produite par l'installation d'autres espèces, notamment des graminées. Du point de vue sanitaire, aucun signe particulier de chlorose n'a été observé sur

cette parcelle. L'arrêt de l'usine, en 2003, a supprimé l'émission d'acides sulfuriques et de poussières contaminées dans l'atmosphère. Ainsi, le dépôt sur les feuilles n'est plus limité qu'au ré-envol du sol (relativement réduit dans les espaces plantés) et l'exposition des individus est presque exclusivement liée à l'accumulation des métaux par les racines (pour les espèces accumulatrices, qui sont minoritaires au regard des espèces résistantes (*excluders* selon Baker, 1981).

#### IV.2.4. DISCUSSION

À la suite de cette mise en parallèle succincte des données disponibles à différentes périodes sur la station A1, il est possible de discuter de la contribution des témoins temporels pour l'ÉRÉ, et notamment pour la caractérisation du risque écosystémique. En effet, ce témoin temporel permet de connaître l'historique de la parcelle, ce qui est recherché, y compris dans les évaluations du risque pour la santé (plantation en 1992, arrêt de l'usine en 2003). De plus, ce témoin temporel participe à la compréhension de l'évolution du site et à son fonctionnement. Néanmoins, cette contribution peut difficilement être traduite et quantifiée (en tableau, figure ou indice) mais fait partie intégrante de la réflexion menée par l'évaluateur pour comprendre le fonctionnement global de l'écosystème en place.

En guise de résultats produits, ce témoin permet de considérer un paramètre important en écologie qui est la dynamique spatio-temporelle de l'écosystème. En prenant exemple sur l'étude de cas, du verdissement aux inventaires de 2007, le passage de l'espace très maîtrisé par l'homme jusqu'à l'évolution vers une plantation naturelle (susceptible d'évoluer vers un écosystème plus diversifié, structuré et complexe) est bien visible grâce à ce témoin. Statuer sur l'évolution temporelle est donc possible. Si un témoin temporel avait été disponible pour A2, il n'est pas exclu que nous ayons observé une régression de l'écosystème de part une dynamique évolutive restreinte voir inexistante. Dans ce cas, le témoin temporel aurait clairement mis en évidence, la non pérennité de l'écosystème en place. Ainsi, la **contribution du témoin temporel à la caractérisation de l'écosystème** est importante. Par contre, le lien avec l'exposition aux agents de stress est difficile à faire en l'état actuel des connaissances. Ce type de témoin génère donc **peu de données lors de l'étape de caractérisation des risques** pour les écosystèmes.

Pour conclure, il est également à noter que l'ampleur de la contribution du témoin temporel est corrélée aux données disponibles. Or, dans l'étude de cas, seuls les inventaires floristiques sont disponibles. Il est donc délicat, sur cette seule base, d'exprimer toutes les contributions potentielles. De manière générale, à ce jour, le fait de disposer d'un témoin temporel est relativement rare. Pour preuve, ce type de témoin n'est disponible que pour une station dans le cadre de l'ensemble de l'étude menée (considérant les trois sites). À l'avenir, suite à la prise en considération croissante de l'environnement, les témoins temporels pourraient être de plus en plus utilisés, se basant sur les études d'impact de bonne qualité réalisées lors des dossiers ICPE ou sur les inventaires ZNIEFF ou Natura 2000, par exemple.

### **IV.3. APPORT DU REFERENT « GESTION » DANS L'EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

Sur la base des résultats de la partie II présentant les éRé réalisées sur les différents sites d'étude, il semble que les éRé puissent répondre pour majeure partie aux questions posées par les gestionnaires, lorsqu'elles sont accompagnées d'études écologiques de terrain. Toutefois, pour le site A, la réponse apportée sur le maintien de la politique de plantation est partielle, sur la base des méthodologies appliquées. C'est pourquoi, lors de l'étape de formulation du problème (réunion de lancement entre évaluateur et gestionnaire), la prise en compte d'une station « friche polluée » a été validée, bien que les méthodologies n'y invitent pas. Cette station, étant polluée, n'est pas un témoin au sens strict. De fait, elle est considérée comme un référent pour le mode de gestion. Ce chapitre a pour objectif principal d'évaluer si l'intégration de ce référent (station AT1) au dispositif expérimental permet de statuer sur le maintien de la politique de plantation ou son arrêt. La prise de décision pourra se baser sur la réponse à la question suivante : « De la friche contaminée AT1 ou de la plantation A1, quel écosystème exprime le moins de risques pour ces entités cibles ? ».

Dans ce chapitre, sont présentés les données recueillies et les choix de l'évaluateur pour mener à bien les éRé sur les stations A1 et AT1 selon la méthodologie de l'US EPA. Puis, les résultats obtenus sont présentés par le biais de tableaux comparatifs des indices de risques calculés. S'en suit une analyse des résultats des éRé et la discussion concernant l'opportunité d'ajouter des « référents contaminés » dans le cadre des éRé.

### **IV.3.1. DONNEES RECUEILLIES ET CHOIX DES EVALUATEURS**

L'ÉRé selon la méthodologie de l'US EPA a été appliquée sur les trois sites considérés dans le cadre de l'étude. Elle est notamment consultable en intégralité pour le site A dans un document connexe intitulé « Évaluation des risques pour l'écosystème du site A selon la méthodologie de l'US EPA ». De fait, les paragraphes suivants représentent une synthèse visant à permettre aux lecteurs d'analyser les résultats obtenus, en parallèle de l'interprétation qui en est faite.

### **IV.3.2. LES AGENTS DE STRESS**

Eu égard à l'usage passé d'AT1 (exportation des terres de surface pour remblais et importation de terre de décaissement, notamment), les concentrations obtenues pour les sols d'AT1 sont largement inférieures à celles d'A1 compromettant une comparaison directe des indices de risques. Ainsi, et par application du principe de précaution, les concentrations en ETM retenues pour les calculs de risque ont été les concentrations les plus élevées déterminées lors de la phase analytique des sols, pour A1 et AT1 confondus. En effet, de manière à mieux évaluer les risques induits en fonction du mode de gestion (friche ou plantation), il semble préférable d'utiliser des teneurs identiques dans les sols. Ainsi, les teneurs retenues sont les teneurs maximales analysées sur A1 pour le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic, le cuivre, le mercure. Il est à noter que les concentrations en nickel et en chrome n'ont pas été considérées dans la présente étude car leurs teneurs sont inférieures à celles du fond pédogéochimique du Nord-Pas de Calais.

### **IV.3.3. ENTITES RETENUES ET SCHEMA CONCEPTUEL D'A1 ET AT1**

Chacune des espèces, relevées lors des inventaires de terrain, a fait l'objet d'une étude bibliographique dont les données ont servi à la sélection des récepteurs écologiques pour lesquels le risque a été calculé. Il s'agit notamment de l'aire d'alimentation d'*Apodemus sylvaticus* (selon Le Louarn & Quéré, 2003), de *Talpa europaea* (selon Godin, 2000), de *Oryctolagus cuniculus* (selon Godin 2000), de *Vulpes vulpes* (selon Macdonald & Barret, 1995), de *Troglodytes troglodytes* (selon ADW), d'*Anthus pratensis* (selon Oiseaux.net) et de

*Falco tinnunculus* (selon ADW). Les aires d'alimentation des autres récepteurs ont été estimées selon une méthode mathématique (Harestad & Bunnell, 1979 et Schoener, 1968).

Les données de régime alimentaire ont aussi été recueillies dans la littérature. Ce fut le cas pour l'ensemble des récepteurs écologiques. Néanmoins, certaines données non disponibles dans la littérature mais indispensables à la réalisation de l'ÉRÉ ont été estimées. Ainsi, la dépense énergétique (Robbins, 1993), la surface corporelle (Stahl, 1967 ; U.S. EPA 1993b), les taux d'ingestion d'aliment (Nagy, 1987), d'eau (Calder & Braun dans Suter II *et al.*, 2000), de sol et le taux d'inhalation (Suter II *et al.*, 2000 et Stahl dans Suter II *et al.*, 2000) des récepteurs ont été estimés à partir de méthodes mathématiques proposées par le logiciel Terrasys©.

Après la caractérisation bibliographique des espèces, des critères de choix des entités cibles ont été établis. Pour les oiseaux, trois critères de sélection ont été utilisés. Ainsi, tous les oiseaux nicheurs ont été retenus. Parmi les oiseaux non nicheurs, les espèces qui avaient un habitat forestier pour le site A1 ou prairial pour le site AT1 ont été sélectionnées. Enfin, les consommateurs de fin de chaîne alimentaire étaient aussi retenus. Ainsi, la Fauvette à tête noire, le Merle noir, la Mésange charbonnière, le Pouillot véloce et le Troglodyte mignon (*Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Parus major*, *Phylloscopus collybita* et *Troglodytes troglodytes*) sont les espèces nicheuses retenues pour le modèle conceptuel. La Chouette hulotte, la Perdrix grise, le Pigeon ramier et le Pinson des arbres (*Strix aluco*, *Perdix perdix*, *Columba palumbus* et *Fringilla coelebs*) sont les espèces d'oiseaux non nicheuses répertoriées et retenues pour le modèle conceptuel du site A1. Pour le site AT1, les oiseaux nicheurs choisis sont le Faisan de Colchide, la Locustelle tachetée, la Perdrix grise et le Pipit farlouse. Les oiseaux non nicheurs sélectionnés sont la Corneille noire, le Faucon crécerelle, la Fauvette à tête noire, le Merle noir, la Mésange charbonnière, le Pigeon ramier, le Pinson des arbres, le Pouillot véloce, le Tarier pâtre, le Troglodyte mignon.

En ce qui concerne les mammifères, de nombreuses traces d'animaux ont été révélées. Néanmoins, seuls les consommateurs de fin de chaîne alimentaire et les espèces capturées ont été utilisés pour les modélisations. Le modèle conceptuel a été basé sur Mulot sylvestre, le hérisson d'Europe, la Taupe d'Europe, le Lapin de garenne et enfin le Renard roux (*Apodemus sylvaticus*, *Erinaceus europaeus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Talpa europaea* et enfin *Vulpes vulpes*) pour A1 et AT1.



Les transferts des ETM dans la biocénose ont été modélisés avec l'aide du logiciel Terrasys ©.



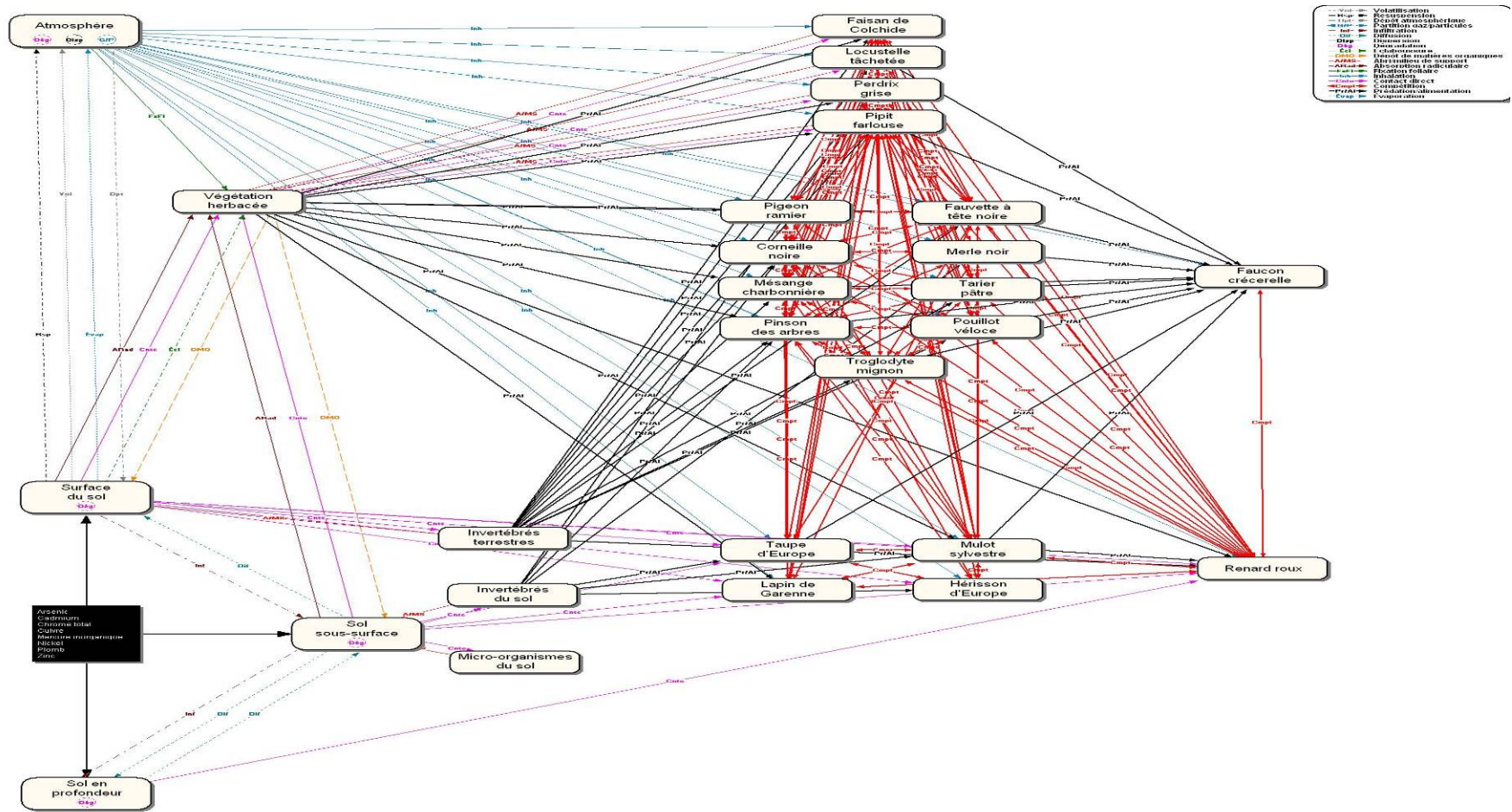


Figure 31 : Modèle conceptuel d'AT1

#### IV.3.4. INDICES DE RISQUES OBTENUS POUR A1 ET AT1

L'ensemble des données recueillies a permis d'établir des indices de risques pour chaque récepteur écologique. Le tableau 69 présente les indices de risque pour la flore et pour les invertébrés sur les stations A1 et AT1. Ces résultats montrent que, malgré des concentrations importantes dans les sols, le cadmium ne semble pas induire de risque pour les premiers maillons de la chaîne alimentaire, de même que le cuivre, ce qui est plus attendu. Des sensibilités différentes aux agents de stress sont aussi exprimées par des indices de risques plus importants pour la flore que chez les invertébrés pour l'arsenic, le plomb et le zinc.

**Tableau 69 : Indices de risque pour la flore et les invertébrés des stations A1 et AT1**

	Flore		Invertébrés	
	A1	AT1	A1	AT1
<b>Arsenic</b>	<b>1,52</b>	<b>1,52</b>	0,20	0,20
<b>Cadmium</b>	0,88	0,88	0,18	0,18
<b>Cuivre</b>	0,20	0,20	0,18	0,18
<b>Mercure</b>	<b>1,43</b>	<b>1,43</b>	<b>1,27</b>	<b>1,27</b>
<b>Plomb</b>	<b>4,69</b>	<b>4,69</b>	0,37	0,37
<b>Zinc</b>	<b>3,34</b>	<b>3,34</b>	<b>2,07</b>	<b>2,07</b>

Ce tableau souligne également que, pour des concentrations identiques dans les sols, il n'y a pas de discrimination entre les deux stations considérées.

Concernant l'avifaune, la Chouette hulotte (*Strix aluco*) est le seul oiseau spécifique d'A1 (non retrouvé sur AT1). Pour cette espèce, tous les indices de risques calculés sont proches de 0. Parmi les oiseaux spécifiquement observés sur la station AT1 (Tableau 70), le Merle noir et la Corneille noire présentent des indices de risques supérieurs à 1 et globalement de même ordre pour l'arsenic, le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc. À l'instar de la Chouette hulotte sur la station A1, le Faucon crécerelle, également prédateur de fin de chaîne alimentaire, ne présente pas d'indice de risque supérieur à 1.

**Tableau 70 : Indices de risque pour l'avifaune spécifique d'AT1**

	As	Cd	Cu	Pb	Zn
<b>Fauvette à tête noire</b>	0,063	0,054	0,0018	0,54	0,11
<b>Merle noir</b>	<b>1,29</b>	<b>1,14</b>	0,04	<b>3,88</b>	<b>2,31</b>

<b>Mésange charbonnière</b>	0,067	0,057	0,0019	0,57	0,12
<b>Pouillot véloce</b>	0,031	0,026	0	0,27	0,053
<b>Locustelle tachetée</b>	0,049	0,042	0	0,42	0,085
<b>Corneille noire</b>	<b>1,94</b>	<b>2,1</b>	0,07	<b>3,87</b>	<b>2,32</b>
<b>Faucon crécerelle</b>	0,02	0	0	0,17	0

Plusieurs oiseaux sont communément présents sur les deux stations. En raison d'un écosystème différent sur les deux parcelles, composant deux réseaux trophiques différents, l'exposition des entités cibles n'est pas la même (malgré des concentrations identiques considérées dans le sol). Le tableau 71 présente les indices de risque pour l'avifaune commune à ces deux stations.

**Tableau 71 : Indices de risques des oiseaux observés sur A1 et AT1**

		<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Troglodyte mignon</b>	A1	0,0193	<b>1,71</b>	0,29	<b>4,63</b>	<b>1,3</b>
	AT1	0,035	0,03	<0,001	0,3	0,061
<b>Perdrix grise</b>	A1	0,047	<b>2,7</b>	0,2	<b>1,89</b>	<b>1,12</b>
	AT1	0,33	0,2	0,0099	<b>2,23</b>	0,41
<b>Pinson des arbres</b>	A1	<0,001	0,04	0,01	0,1	0,03
	AT1	0,06	0,053	0,0017	0,53	0,11
<b>Faisan de Colchide</b>	A1	0,041	<b>2,42</b>	0,15	<b>1,67</b>	<b>1</b>
	AT1	0,65	0,45	0,019	<b>3,81</b>	0,91
<b>Pipit farlouse/des arbres</b>	A1	0,0153	<b>1,36</b>	0,23	<b>3,68</b>	<b>1,03</b>
	AT1	0,046	0,031	0,0013	0,34	0,064
<b>Pigeon ramier</b>	A1	0,127	<b>7,54</b>	0,48	<b>5,21</b>	<b>3,14</b>
	AT1	0,15	<0,001	0,0051	0,3	<0,001

Les principaux agents de stress sur le site A (plomb, zinc et cadmium) sont ceux qui semblent ne pas permettre d'exclure que des effets néfastes puissent survenir. Le Pinson des arbres, quelle que soit son exposition, présente une faible probabilité d'exprimer un risque. Les cinq autres espèces considérées comme entités cibles présentent des indices de risque supérieurs à 1 pour les trois agents de stress principaux sur A1. Par contre, seuls la Perdrix grise et le Pipit farlouse expriment un risque plus important sur AT1 que sur A1 et ce uniquement pour le plomb. Ainsi, à l'exception de cet élément, les résultats produits par l'éRé pour l'avifaune

semblent indiquer que, pour l'écosystème « friche », la probabilité d'apparition d'effets néfastes est moindre par rapport aux écosystèmes plantés.

Les mammifères observés sur les deux stations appartiennent aux mêmes espèces et seule leur exposition par le biais de la chaîne alimentaire est spécifique à chaque station.

**Tableau 72 : Indices de risque pour les mammifères des stations A1 et AT1**

		As	Cd	Cu	Pb	Zn
<b>Mulot sylvestre</b>	A1	<0,001	0,75	<0,001	0,19	0,18
	AT1	<b>1,06</b>	0,74	0,024	0,35	0,15
<b>Hérisson d'Europe</b>	A1	<0,001	0,08	0,01	0,04	0,03
	AT1	<b>1,94</b>	<b>4,5</b>	0,28	<b>3,4</b>	<b>1,94</b>
<b>Lapin européen</b>	A1	0,199	0,37	<0,001	0,11	0,09
	AT1	0,69	<0,001	0,023	0,054	<0,001
<b>Taupe européenne</b>	A1	0,0162	1,27	0,08	0,63	0,44
	AT1	<b>1,95</b>	<b>4,5</b>	0,23	<b>2,90</b>	<b>1,62</b>
<b>Renard roux</b>	A1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	AT1	<b>1,53</b>	<b>1,06</b>	0,043	0,41	0,22

Les agents de stress induisant un risque pour les mammifères sont le plomb, le zinc et le cadmium mais aussi l'arsenic pour quatre des cinq espèces. Parmi les cinq espèces cibles, le Lapin européen ne présente pas d'indice de risque supérieur à 1 quel que soit l'élément considéré. Par contre, la Taupe européenne et le Hérisson d'Europe présentent un risque pour ces quatre agents de stress sur AT1. En effet, à l'inverse des oiseaux, les mammifères de la station AT1 expriment une probabilité d'apparition d'effet néfaste, ce qui n'est pas le cas sur A1.

#### IV.3.5. DISCUSSION

Les indices de risque calculés ne sont pas discriminants pour la flore et les invertébrés. Cela repose essentiellement sur le peu de connaissance actuelle de ces groupes biologiques vis-à-vis des risques ou, plus exactement, de leur considération en groupe et non en espèce comme cela est le cas pour les oiseaux ou les mammifères. En effet, à ce jour, il existe un seuil de phytotoxicité pour certains agents de stress, c'est-à-dire une concentration dans le sol en deçà

de laquelle l'ensemble des organismes végétaux exposés n'exprime pas d'effet toxique. Ce seuil, tout comme le sont les VTR, est unique pour tous les végétaux alors que leur sensibilité et leur comportement (accumulation, évitement...) vis-à-vis des polluants varie en fonction de l'espèce considérée. Ces variations peuvent également être observées au sein des variétés ou des populations naturelles d'une même espèce se développant sur des sols différents. Par exemple, des populations de Fromental se développant sur les sols calaminaires accumulent en moyenne moins que les populations de Fromental se développant sur des sols « sains ». Ainsi, ces valeurs uniques (seuil de phytotoxicité et VTR) sont très protectrices et ne considèrent pas la tolérance spécifique de chaque espèce.

Pour intégrer ces tolérances spécifiques, il semblerait préférable de s'orienter vers des mesures au sein des organismes, puisque cela représente une facilité de l'écotoxicologie vis-à-vis de la toxicologie. Il est à noter que cette proposition est parallèle à ce qui est réalisé aujourd'hui en évaluation pour la santé humaine des travailleurs puisque, pour certains polluants comme le plomb, les valeurs limites d'exposition ne sont plus considérées au profit des valeurs limites biologiques (VLB, décision du 1<sup>er</sup> juillet 2010). Néanmoins, à ce jour, ces mesures de bioaccumulation ne sont pas systématisées dans les études de l'effet des polluants sur les organismes en contact direct avec le sol. De fait, les connaissances portant sur les concentrations induisant des effets toxiques par espèce sont parcellaires. Par exemple, des mesures dans les feuilles du Frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*) effectuées par Van den Burg (1985, 1990) ont permis de déduire qu'une concentration en zinc égale à 100 mg.kg<sup>-1</sup> PS peut être considérée comme toxique pour cette espèce. Ces concentrations dans les organismes sont, par nature, des VTR dont la déclinaison permettrait de réduire de manière conséquente les incertitudes liées aux éRé. En effet, si ce point de discussion est replacé dans le contexte du questionnement du gestionnaire (plantation ou pas), le fait de ne pouvoir, pour un polluant donné, distinguer la tolérance, la toxicité et, *in fine*, le risque encouru par des graminées prairiales ou par des ligneux limite la réponse apportée et *a fortiori* l'utilité des éRé.

Malgré tout, même si la réponse fournie par les indices de risque de la flore et des invertébrés n'est, à ce jour, pas satisfaisante, les études écologiques qu'elle nécessite permettent de proposer une réponse à la question. Par exemple, du point de vue de la diversité

avifaunistique, A1 est à favoriser vis-à-vis d'AT1 (18 espèces dont 3 nicheuses sur AT1 contre 26 espèces dont 8 nicheuses sur A1).

De plus, l'ÉRÉ, considérant par définition l'ensemble de l'écosystème, n'est pas limitée aux premiers maillons de la chaîne alimentaire. Les risques calculés pour les maillons supérieurs, tels que les oiseaux et les mammifères, apportent des réponses en termes de risque encouru et du choix de mode de gestion. Ces résultats sont produits par comparaison des indices de risques calculés sur les différents sites ou dans les différentes situations. À ce titre, le référent peut être parfois considéré comme un témoin « indice de risque », contrairement au témoin non pollué.

Dans notre cas d'étude, pour limiter le risque pour les mammifères, la plantation est à préférer à la friche. À l'inverse, dans le but de mieux préserver les oiseaux, la politique de plantation est à limiter (l'avifaune de la station A1 est plus diversifiée mais également plus exposée). Ce résultat démontre qu'étant donné les sensibilités différentielles aux polluants des organismes composant un écosystème, les mesures de protection de chaque groupe biologique sont parfois en opposition et doivent mener à une définition plus précise des objectifs de gestion de sites. Cette prise de décision finale implique nécessairement une concertation entre les évaluateurs et les gestionnaires.

#### **IV.3.6. CONCLUSION**

Afin de généraliser les résultats émis par notre étude de cas, il est important de noter que les réponses apportées sont basées sur des groupes biologiques pour lesquelles la discrimination des espèces est possible, ce qui implique plus de précisions dans les informations déduites. Il est donc important de préconiser et de s'attacher à réaliser des éRé à ce niveau d'organisation, c'est-à-dire en privilégiant le choix des entités cibles au niveau de l'espèce.

D'autre part, les conclusions de l'étude de cas s'appuient sur les indices de risque par entité cible. Or, toutes les méthodologies n'en génèrent pas. L'étude de cas a sciemment été réalisée selon la méthodologie de l'US EPA. Des conclusions de même nature auraient été obtenues par l'application de la méthodologie du CEAEQ. Par contre, la considération d'un référent « contaminé » dans le dispositif expérimental de la méthodologie du Royaume-Uni n'aurait généré aucune donnée susceptible de répondre au questionnement du gestionnaire puisque cette méthode n'identifie pas d'entité cible et n'intègre pas la variabilité de l'exposition de la



biocénose dans son calcul de risque. Celui-ci est, pour cette méthode, basé sur un ratio pour un agent de stress donné dépendant uniquement de la concentration dans le sol. De fait, dans notre étude de cas, cet indice de risque aurait été identique sur les deux sites et n'aurait pas permis de distinguer « friche » et « plantation » en termes de risque pour les écosystèmes en place.

Sur la base de cette étude de cas, il semble que le référent « friche contaminée » permette d'apporter des réponses vis-à-vis du questionnement du gestionnaire. Cette réponse combine les informations déduites des indices de risques des maillons supérieurs de la chaîne trophique et les études écologiques menées dans le cadre des éRé conduites sur ces sites. En effet, il existe une variabilité réelle en ce qui concerne la biodiversité végétale et animale observable entre un site planté et un site laissé en friche. Sur la base de l'exemple choisi, la matrice et les agents de stress sont les mêmes, **le risque écosystémique sur ces sites est, de fait, conditionné par la biocénose en elle-même et ses caractéristiques** (accumulation dans les parties aériennes plutôt que dans les racines, par exemple) modulant le transfert dans la chaîne alimentaire. Ainsi, il est important de caractériser au plus juste l'écosystème pour augmenter la fiabilité de la caractérisation du risque.

L'éRé peut donc être considérée comme étant un outil méthodologique d'aide à la décision dans la gestion des sites et sols pollués. Néanmoins dans ce cadre, il faut s'attacher à utiliser des méthodologies incluant la mesure de l'exposition dans le calcul de risque comme la méthodologie du CEAEQ ou de l'US EPA. De plus, l'utilité de l'éRé comme outil d'aide à la décision serait beaucoup plus grande si des travaux de recherche portant sur la discrimination des espèces végétales et invertébrés étaient menés. En effet, la connaissance des niveaux de contamination des premiers maillons d'un réseau trophique permet de mieux appréhender l'exposition des maillons supérieurs. Ce sont de surcroît les espèces qui présentent l'exposition la plus importante en termes de voies et de durée d'exposition. Leur vulnérabilité vis-à-vis de la contamination est donc importante. Les résultats de l'inventaire de la macrofaune et de l'éRé témoignent en effet de leur vulnérabilité puisque plus le sol est contaminé en ETM, moins la macrofaune du sol est abondante et plus les indices de risque sont élevés. Enfin, il s'agit également d'un groupe biologique dont l'état de santé conditionne le bon fonctionnement de l'écosystème de par son rôle majeur dans l'activité biologique du sol et donc le recyclage de la matière organique.

#### IV.4. CONCLUSION DE LA PARTIE III

D'un point de vue méthodologique, la désignation et la prise en compte d'un témoin en éRé varient selon la méthode considérée. Par l'application de méthodes d'éRé à deux problématiques de sites contaminés, nous avons mis en exergue de nombreux points de discussion concernant l'utilisation de témoins en éRé. Pour résumer les principales conclusions formulées dans ce document, la figure 32 reprend les trois principaux types de témoins considérés dans la présent analyse et détermine à quel moment de l'évaluation leur utilisation est la plus appropriée.

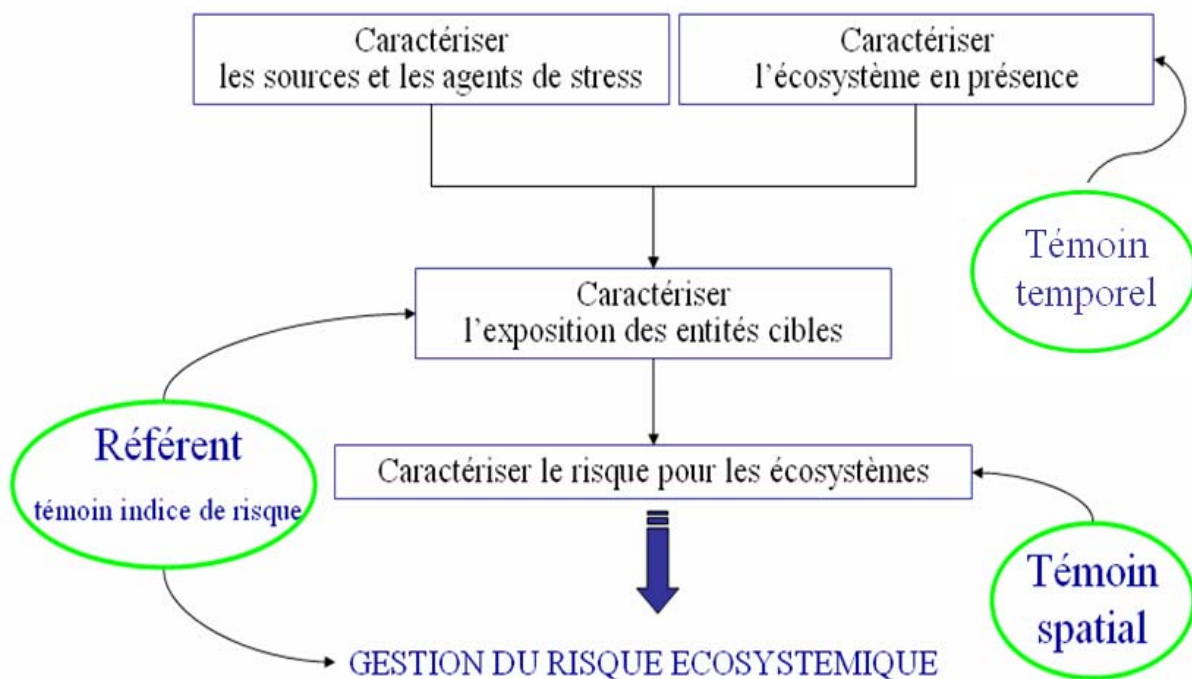


Figure 32 : Intégration du témoin en fonction de sa nature dans l'éRé

Lorsqu'un site témoin non contaminé est intégré dans le dispositif expérimental, l'objectif est de mesurer le risque qu'encourt un écosystème à la suite d'une exposition ou d'une perturbation qu'il est nécessaire de qualifier et de quantifier. Dans ce cadre, le témoin est un témoin négatif, il sert à caractériser le bruit de fond et met en exergue, par comparaison, les

influences de cette contamination (station amont/station aval pour un cours d'eau). Ainsi, en fonction des objectifs de l'éré, un témoin sera ou non intégré.

Si un témoin est considéré, en fonction des attentes des évaluateurs et des gestionnaires, la nature du témoin peut également être différente. En effet, un témoin en éRé n'est pas toujours un témoin non pollué. Il peut, comme cela a été vu dans le chapitre 3, être un témoin contaminé, préférentiellement appelé **réfèrent**. Celui-ci permet de comparer les indices de risque induit par plusieurs situations ou écosystèmes, ce qui n'est pas, par définition, possible avec un témoin non contaminé dont l'indice de risque serait le plus proche possible de 0. Ce **témoin « indice de risque »** est donc indiqué pour la gestion de site contaminé. D'un point de vue méthodologique, il ne peut être considéré que pour des méthodologies d'éré, proposant un calcul de risque basé sur la quantification de l'exposition des espèces (calcul d'une dose journalière d'exposition et comparaison avec une valeur seuil). Il n'est par conséquent pas adapté pour des démarches d'évaluation similaire à celle proposée par la méthode d'éré du Royaume-Uni où l'indice de risque varie uniquement en fonction du niveau de contamination, la valeur de référence (SSV) s'employant par principe à préserver la biocénose dans sa globalité (pas de discrimination ni en fonction de l'entité considérée ni en fonction de son exposition).

Néanmoins, la plupart du temps, dans les éRé, un témoin non contaminé est considéré. Il peut être de deux natures : temporel ou spatial.

Comme nous l'avons vu dans les études de cas, un **témoin temporel** aide à la compréhension de la dynamique évolutive de l'écosystème étudié. Ainsi, il intervient lors de la phase de caractérisation des écosystèmes (Figure 6), ce qui, à terme, contribue à mieux caractériser le risque.

Le **témoin spatial** (témoin non pollué au sens strict) présente une utilité très marquée pour la caractérisation et en particulier l'interprétation du risque. En revanche, il n'est pas indispensable au calcul de risque à proprement parler. Parmi les avantages que le témoin spatial apporte à l'interprétation des résultats d'une éRé, nous retiendrons :

- la validation des hypothèses d'atteinte de l'écosystème par les agents de stress,
- l'expression des potentialités écologiques du site contaminé,

- l'appréciation du délai d'expression des risques : conséquences à court terme (UK : atteintes écologiques constatées) ou à long terme (US EPA et CEAEQ : probabilité d'apparition d'effets néfastes).

En résumé, le témoin spatial contribue à augmenter la significativité de l'indice de risque. Pour ce faire, il convient toutefois de s'assurer que le témoin en question soit correctement caractérisé par des investigations de terrain, ce qui proscrit le recours à un témoin potentiel dans ce type de démarche. De ce fait, l'importance du témoin spatial dans la caractérisation des risques est inéluctablement corrélée à l'effort d'investigation. Chaque information recueillie (dans la mesure où celle-ci est pertinente et de qualité) constitue un faisceau de preuve permettant de valider ou non l'effet d'un agent de stress sur l'écosystème.

Enfin, bien que la réglementation française en matière de gestion de sites et sols pollués souligne la nécessité de considérer un « environnement témoin », nous avons pu constater que l'éré pouvait être conduite sans désignation d'un site témoin. Dans ce cas, l'évaluation considère l'ensemble des caractéristiques de l'écosystème et les intègre au calcul de risque afin d'exprimer un risque global pour l'écosystème. Comme nous l'avons souligné dans notre analyse, ce type de résultat ne répond que partiellement à une problématique de sites contaminés et limite la prise de décision de gestion. En revanche, il pourrait parfaitement convenir à l'évaluation et au suivi de la qualité écologique d'un milieu aquatique et/ou terrestre. L'indice de risque peut alors être utilisé comme un indicateur biologique intégrant plusieurs niveaux d'organisation de l'écosystème et plusieurs groupes biologiques. Soulignons que, pour le milieu aquatique, l'utilisation d'indicateurs biologiques (IBD, IBGN, IPR...) est assez classique dans les programmes d'évaluation et de suivi de la qualité biologique des cours d'eau (ex. : DCE). En revanche, leur emploi pour le milieu terrestre reste très rare voire inexistant, ce qui confère à l'éré cette fonctionnalité potentielle.

**V. DISCUSSION SUR LA VARIABILITE DU  
RISQUE EN FONCTION DE LA  
METHODOLOGIE D'ERE UTILISEE**

À l'instar de la partie III, la partie IV est une partie de discussion basée sur les résultats de la partie II consacrée à l'application des éRé. Cette partie souligne et regroupe des éléments d'analyse complémentaire portant sur les variabilités méthodologiques (chapitre 1) et sur les variabilités des résultats de calcul de risque (chapitre 2). De fait, cette partie comprend des argumentaires accompagnés de démonstrations et de justifications, mais aussi des avis issus de retours d'expérience qui laissent la discussion ouverte.

## **V.1. VARIABILITES METHODOLOGIQUES ET FACTEURS INFLUANTS DES METHODOLOGIES D'ERE**

Ce chapitre a pour objet de souligner les principales différences entre les méthodologies testées. Il s'agit de discuter des différences structurelles et/ou d'applicabilité des méthodologies. Pour cela, ce chapitre est composé de trois sous-chapitres. Le premier regroupe les choix opérationnels qui ont été faits pour mener à bien la présente étude et en analyser les conséquences sur les résultats obtenus. Le deuxième sous-chapitre analyse les spécificités des méthodologies appliquées aux sites d'étude et la manière dont les éRé ont été conduites. Cette partie souligne donc les facteurs susceptibles d'influer sur les résultats des éRé d'un même site. Le troisième sous-chapitre confronte ces différences méthodologiques et présente des éléments de discussion sur la variabilité des éRé.

### **V.1.1.1. Analyse critique des choix opérationnels**

Ce sous-chapitre regroupe, de manière succincte, les choix méthodologiques et les écueils rencontrés lors de la réalisation de l'étude. Il souligne également des points réfléchis, mais peu évoqués dans le reste de l'étude. Ainsi, quatre items principaux sont évoqués sans qu'il n'y ait de lien ni de hiérarchie entre eux. Il s'agit de la gestion du biais possiblement induit par l'évaluateur, des valeurs toxicologiques de référence (VTR), de l'influence de la connaissance des sites d'étude sur l'analyse de l'état initial lors des premières phases méthodologiques et des principes respectés dans le cadre des évaluations des risques.

#### V.1.1.1.1. Le biais « évaluateur »

L'objectif de la partie IV est d'étudier les variabilités méthodologiques induites par l'utilisation de différentes méthodologies d'ÉRÉ et susceptibles de se traduire lors des calculs de risque. De fait, pour mettre en évidence cette source de variabilité, il est nécessaire de minorer toutes les autres, notamment la variabilité due aux choix de l'évaluateur. Ainsi, pour ne pas induire de biais « évaluateur », l'équipe d'évaluateur a été constituée des mêmes membres. De plus, les choix méthodologiques, réfléchis et justifiés au début de l'application des éRé, ont été maintenus pour l'ensemble des applications réalisées, sauf quand la méthodologie imposait un changement. À titre d'exemple, lors de la réalisation des éRé du site A, le choix des entités cibles a porté sur les groupes biologiques en contact avec le sol. Ce choix a été maintenu pour toutes les méthodologies testées. De la même façon, conformément aux principes adoptés en évaluation des risques sanitaires, les choix ont été faits en vertu du principe de précaution. En conséquence, dans la plupart des cas, nous avons retenu les concentrations maximales des agents de stress dans les matrices contaminées. Néanmoins, lors de la réalisation de l'éRé selon la méthode du Royaume-Uni, nous avons opté pour les teneurs moyennes en contaminants dans les sols, car la méthode incitait à considérer des teneurs plus représentatives de la fraction susceptible d'engendrer des risques au sein de la chaîne alimentaire.

En conséquence, les méthodologies ne précisant pas la manière de construire les doses journalières d'exposition, nous avons toujours suivi le même mode de calcul. De même, nous avons toujours opté pour l'utilisation des ECO SSL en guise de VTR en justifiant ces choix. Cela permet de ne pas induire des différences dans les résultats qui soient simplement dues à un choix de l'évaluateur.

#### V.1.1.1.2. Les valeurs toxicologiques de référence

Cette étude a permis de créer une base de données regroupant les VTR susceptibles d'être utilisées dans le cadre des éRé. Ces VTR, quand elles étaient disponibles, ont été utilisées dans les calculs de risque, nous plaçant en utilisateur. Néanmoins, ces VTR sont peu nombreuses et peu spécifiques. Elles restent discutées notamment de par leur forte influence sur le calcul de risque. À titre d'exemple, la PNEC sol pour le mercure ( $0,027 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) est la seule à exister pour cet élément, mais elle induit systématiquement un indice de risque

supérieur à 1 pour les végétaux et les invertébrés du sol (cette PNEC est proche de la valeur minimale du fond pédogéochimique du Nord Pas de Calais).

Comme suggéré à plusieurs reprises dans l'étude, un autre point important concernant les VTR est l'influence du faible nombre de valeurs existantes sur le choix des entités cibles pour certains groupes biologiques comme la flore. En effet, sachant que les VTR existantes étaient globales, lors du choix des entités cibles, nous n'avons pas proposé d'espèces végétales bien que nous disposions de l'inventaire de l'ensemble des espèces présentes sur les sites. Cela n'influence en rien les résultats des calculs de risque en l'état actuel des connaissances. Néanmoins, cela (i) génère une simplification importante de l'écosystème (le règne végétal est résumé en une entité et donc un indice de risque), (ii) minore l'importance des inventaires de terrain car leurs précisions et les informations apportées ne peuvent être prises en compte et ne sont pas intégrées dans l'éRé, (iii) limite la portée des éRé lorsque l'intérêt de leur réalisation porte sur le mode de gestion des sites (plantation ou pas ?).

#### V.1.1.1.3. Influence de la connaissance des sites d'études

Les sites A et B sont des sites connus et largement étudiés au sein de notre laboratoire. Cela a pu avoir une influence sur les phases initiales des éRé dans lesquelles la phase de formulation du problème ou de planification a pu être minorée. De la même façon, il a parfois été difficile, lors de l'application d'une deuxième méthodologie sur un même site, de faire abstraction des résultats de la première étude. À titre d'exemple, les schémas conceptuels sur des sites non connus et moins étudiés auraient pu donner lieu à plusieurs versions, évolutives au cours de l'étude, ce qui n'a pas été réellement le cas dans la présente étude.

#### V.1.1.1.4. Les quatre principes fondamentaux en évaluation des risques

Dans le cadre de cette étude, les choix sont toujours justifiés par le respect des quatre principes utilisés en évaluation des risques : les principes de précaution, de spécificité au site d'étude, de proportionnalité en fonction de la problématique et de transparence envers les gestionnaires et les citoyens.



### V.1.1.2. Analyse de l'applicabilité des méthodologies

Le deuxième sous-chapitre analyse la manière dont les éRé ont été conduites. Il conclut sur les spécificités des méthodologies appliquées aux sites d'étude et souligne les facteurs susceptibles d'influer sur les résultats des éRé d'un même site.

#### V.1.1.2.1. Ecological Risk Assessment, par l'Environment Agency du Royaume-Uni

##### *a. Principe et objectifs de la méthodologie*

L'ERA (Ecological Risk Assessment) est une méthode d'évaluation des risques écologiques spécialisée pour les sols contaminés. Elle fut développée en 2003 au Royaume-Uni, puis mise à jour en 2008 par l'Environment Agency en collaboration avec le DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs), Natural England, Welsh Assembly Government, le Countryside Council for Wales, des autorités locales et des industriels. Le but de cette approche est d'évaluer les risques écologiques des contaminations chimiques des sols entrant dans les conditions de la partie 2 (sols contaminés) de la loi de protection de l'environnement de 1990 (Royaume-Uni).

Cette méthodologie, appelée ERA UK dans la suite de l'étude, consiste en une approche progressive, par niveaux, permettant de déterminer si des liens existent entre la contamination, les entités écologiques présentes et les effets ou atteintes écologiques qu'elle peut entraîner chez les récepteurs. En effet, elle commence par une étude documentaire permettant de lister les informations concernant le site et la nature de la contamination en vue d'évaluer les possibles liens de type sources – transferts – cibles. Ces liens sont ensuite schématisés dans un modèle conceptuel. Le niveau 1 est une étape de sélection des contaminants, basée sur une comparaison des analyses chimiques des sols avec les valeurs de référence de la méthode « *Soil Screening Values* » (SSV)<sup>6</sup>. Ce calcul de la concentration environnementale sur les VTR spécifiques appelées SSV, fait office de calcul de risque. Le niveau 2 permet d'évaluer les atteintes écologiques des contaminants conservés par la

---

<sup>6</sup> Pour plus de précisions concernant la méthode de détermination de ces valeurs, leur intérêt et leur utilisation en éRé, le lecteur est invité à se reporter au chapitre 5 du guide méthodologique « *Ecological Risk assessment* » établie par l'Environment Agency of United Kingdoms (2003) (voir référence complète dans la bibliographie de la présente étude).

réalisation de tests d'écotoxicité et d'enquêtes écologiques. Enfin, le niveau 3 fait le lien entre le calcul de risque et les impacts observés.

#### *b. Analyse critique des points remarquables*

##### b.i. Le domaine d'application

L'ERA UK s'applique:

- aux sols. En effet, la méthodologie ne s'adresse clairement pas aux écosystèmes aquatiques. De même, peu d'outils proposés dans cette méthodologie semblent se décliner pour les eaux superficielles d'un site contaminé ;
- aux sites contaminés par des agents chimiques. Après notre retour d'expérience, il semble que cette méthode s'applique préférentiellement aux polluants inorganiques. Quelques SSV s'adressent aux polluants organiques mais leur nombre est restreint (pentachlorobenzène, pentachlorophénol, tetrachloroéthène, toluène, benzo[a]pyrène)
- à des sites ayant un statut défini : réserve nationale terrestre ou marine ; habitat, réserve ou tout espace protégé au niveau national ou européen ou toute zone, candidate ou étant, une zone de conservation ou de protection des espèces ; site d'intérêt scientifique spécial. Pour ce dernier statut, sur la base de l'application qui a été conduite, il semble que, de manière sous-entendue, l'intérêt scientifique des sites doit être de nature biologique ou écologique, l'équivalent des ZNIEFF, ZPS, ou site Natura 2000.

En conséquence, le domaine d'application de cette méthodologie est assez restreint. Il peut être étendu, sur décision des gestionnaires, à des sites ne bénéficiant pas d'un statut particulier. Il n'y a, en effet, pas de problème d'adaptabilité de la méthodologie. Par contre, cela limite beaucoup l'interprétation qui peut être faite des données générées puisque l'ÉRÉ est dirigée vers des espèces sensibles aux agents de stress. Dans des réserves naturelles, ces espèces sensibles ou pertinentes pour les objectifs de gestion sont présentes. Par contre, sur des sites en friche et contaminés, les espèces en place sont plutôt communes et tolérantes aux conditions du milieu. Les impacts ou atteintes à constater sont donc moins remarquables. Les liens entre les agents de stress et les effets induits sont plus difficilement décelables.

## b.ii. Les agents de stress

Comme dans toutes les méthodologies d'évaluation des risques sanitaires ou environnementaux, l'évaluateur doit définir les sources et les agents de stress. Cette phase nécessite donc la réalisation d'une étude documentaire et d'une étude historique. Grâce aux ressources existant en France (BASIAS, BASOL, Archives départementales, Archives du monde du travail), les études historiques sont conduites sans difficulté sur les anciens sites industriels. Par contre, cette phase est plus délicate pour des sites naturels. Néanmoins, elle constitue un point de rapprochement avec les évaluations des risques sanitaires. En conséquence, les mêmes sources d'erreur sont occasionnées comme, par exemple, ne pas identifier une source ou un agent de stress et, de fait, minorer les risques environnementaux ou ne pas pouvoir expliquer correctement les atteintes écologiques observées.

Une fois que les agents chimiques présents dans le sol ont été identifiés, leurs concentrations sont mesurées et confrontées aux Soil Screening Values ((SSVs). Celles-ci correspondent aux concentrations dans les sols en dessous desquelles le risque d'apparition d'effets indésirables pour l'écosystème (oiseaux, mammalofaune, plantes, invertébrés du sol et micro-organismes du sol) est considéré comme acceptable (Environment Agency, 2008). L'existence de ces VTR représente une des spécificités de l'ERA UK.

Si les concentrations en agents chimiques ne dépassent pas les SSV, ces agents ne sont pas retenus pour la suite de l'étude, considérant qu'ils ne vont générer aucune atteinte écologique. Cette manière de procéder est différente des autres méthodes qui ne préconisent pas l'élimination de substances. En effet, en se référant aux éRé menées sur le site A dans la partie II de la présente étude, l'utilisation des SSV a conduit à ne pas considérer le cuivre. Or, pour le CEAEQ, le cuivre est conservé lors de l'éRé préliminaire (comparaison de la teneur en Cu au fond pédogéochimique (FPGC)) puis, lors de l'éRé quantitative, un indice de risque supérieur à 1 a été calculé pour le Coucou gris et le Pipit des arbres, représentants de l'avifaune omnivore sur la station A2. Pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, les concentrations des agents de stress ne sont pas comparées à des seuils d'effet, mais à des valeurs indiquant une contamination du sol. Ainsi, toutes les substances dont la concentration dépasse les teneurs naturelles définies par le FPGC ont été retenues comme agents de stress.

En revanche, pour la méthode du Royaume-Uni, l'utilisation des SSV a conduit à l'élimination des substances en concentration « anormale » dans les sols et qui ne génèrent pas d'effets.

La méthode de sélection des agents de stress soulève les questions de la prise en compte des interactions entre contaminants et de l'additivité des risques. Ce point d'importance dans l'analyse des résultats d'ÉRÉ et valable dans toutes les méthodologies sera discuté dans la discussion générale.

Une autre spécificité de la méthodologie ERA UK est l'incitation à pondérer les concentrations totales des polluants par les paramètres du sol (pH, teneur en matière organique) ou par l'utilisation de la fraction biodisponible du sol.

*Correction for availability and bioavailability*

*The fate, behaviour and subsequent ecological impact of metals and organic micropollutants are not governed solely by their total soil concentrations. Factors such as soil pH, clay content, organic carbon, redox and salinity may all have a bearing on contaminant behaviour. There are also different routes of contaminant uptake and assimilation for different organisms.*

*Availability can be defined as the total amount of a specific contaminant in soil that is in equilibrium with the contaminant in soil solution. This is also sometimes described as the 'labile pool', which is generally considered to provide a better estimate of the fraction of contaminant potentially available to ecological receptors than the total soil concentration.*

*The bioavailable concentration of a contaminant is the organism-specific concentration taken up or assimilated by that organism. For example, what is bioavailable to a wheat plant is not necessarily bioavailable to an earthworm. Bioavailability can be considered as a combination of the soil factors governing organic micropollutant or metal behaviour and the biological receptor with its specific pathophysiological characteristics (e.g. route of entry, duration and frequency of exposure; Drexler et al. 2003).*

*By correcting a total soil contaminant concentration for availability and, if possible, bioavailability, the most environmentally relevant metric is provided by which to assess ecological risk.*

**Figure 33** : Extrait du guide de l'ÉRÉ du Royaume-Uni concernant la prise en compte de la biodisponibilité des agents de stress

Cela pose la question de l'évaluation chimique de cette fraction biodisponible. À ce jour, cette fraction reste difficile à estimer et, surtout, varie en fonction de l'organisme considéré. De plus, en fonction des choix de l'évaluateur, cette possibilité pourrait tendre à nettement minorer le risque. Ainsi, lors de l'application de la méthodologie ERA UK au site A, si la fraction extraite au CaCl<sub>2</sub> des ETM présents sur le site avait été utilisée, l'ÉRÉ aurait été

arrêtée au niveau 1 de la méthode. La conclusion aurait été que les stations du site A (l'un des sites les plus contaminés en ETM d'Europe) n'encourraient aucun risque pour les écosystèmes étudiés. Cette incitation de la méthode ne considère ni l'équilibre sol-plante (Baize, 1997) ni les capacités d'accumulation et de tolérance des espèces végétales, propriétés spécifiques qui permettent l'exposition des maillons supérieurs de la chaîne alimentaire.

#### b.iii. Expositions et calcul de risque

Le ratio entre les concentrations dans les sols et les SSV est, à l'instar du PEC/PNEC, le calcul de risque de la méthodologie ERA UK. Cela présente l'avantage de pouvoir réaliser ce calcul de risque facilement et au niveau 1 de la méthode. Ainsi, si aucun des ratios n'est supérieur à 1, l'évaluation est arrêtée avant que des investissements humains et financiers n'aient été faits. Cela permet aussi, très en amont dans la méthodologie, de se focaliser sur les agents les plus susceptibles de provoquer des atteintes écologiques.

Cette méthode de calcul n'intègre pas une exposition spécifique des cibles (aucun calcul de DJE n'est à réaliser). Cette méthode considère que les cibles sont exposées mais ne quantifie pas cette exposition. Ainsi, les résultats des calculs de risque sont exprimés par site (la qualité des sols de la station 1 induit un risque pour l'écosystème de cette station). En appliquant cette méthode, il est possible de considérer qu'un écosystème est par définition un ensemble d'interactions entre les espèces et entre la biocénose et le biotope. Ainsi, si un élément est atteint, l'ensemble de l'écosystème est modifié. Néanmoins, cette méthode de calcul ne permet pas d'exprimer le risque par entité cible (ex : les prédateurs ou les fongivores qui expriment un risque important du fait du caractère souvent hyperaccumulateur des champignons). Le fait que les cibles encourant un risque ne soient pas identifiées peut parfois limiter les choix du gestionnaire. En effet, si par exemple l'entité cible d'un site à proximité d'un cours d'eau est le Ragondin (espèce dite nuisible) ou le Cygne de Bewick (espèce protégée), la gestion du risque peut être différente.

L'utilisation de ce ratio a aussi des conséquences particulières en termes de voie d'expositions. En effet, pour les autres méthodes, le fait de ne pouvoir considérer l'inhalation ou l'ingestion de sols lors du contact avec le terrier par exemple est considéré comme une source importante d'incertitude. Dans la méthodologie d'ERA UK, les voies d'exposition sont considérées dans

leur ensemble, elles doivent toutes être définies et listées. Néanmoins, étant donné le mode de calcul, elles ne sont pas quantifiées. Ainsi le fait qu'il y ait une ou plusieurs voies d'exposition considérées n'influe pas sur les résultats finaux.

Enfin, comme vu dans la partie III, cette méthodologie, n'identifiant pas d'entité cible, ne permet pas de considérer un référent (ne pouvant comparer les risques induits pour les entités cibles, la comparaison des indices de risque est en elle-même peu informative).

#### b.iv. Caractérisation de l'écosystème

L'identification des récepteurs se fait, dans un premier temps, sur des bases bibliographiques comme pour les autres méthodes. Par contre, la caractérisation précise des écosystèmes étudiés est caractéristique de l'ERA UK. En effet, cette méthodologie incite fortement à la réalisation d'inventaires de terrain (une fiche modèle de terrain est proposée) et de bio-essais, ce qui est moins le cas pour les autres méthodologies. Les bio-essais préconisés sont fixés. La méthodologie (ERA 2c) propose en effet sept tests permettant de déterminer l'impact écotoxicologique du sol :

- Microtox® sur phase solide (test sur bactérie luminescente ISO 11348)
- Bait lamina
- Test de la minéralisation de l'azote
- Reproduction des vers de terre
- Stabilité lysosomale chez les vers de terre
- Reproduction du Collembole et de l'Escargot
- Test d'émergence et de croissance des plantes

L'évaluateur n'a pas le choix, même s'il est possible d'en ajouter.

En ce qui concerne les inventaires de terrain, ils sont réalisés après les calculs de risque. Cette étape n'a donc pas pour objectif de déterminer les entités cibles représentant l'écosystème mais d'initier l'interprétation du calcul de risque en reliant les résultats obtenus à des observations de terrain. Dans cette méthode, la caractérisation des écosystèmes a un caractère explicatif. La caractérisation écologique a pour objectif d'établir le lien entre les résultats calculés, la réalité du terrain et les résultats des tests écotoxicologiques. Pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, la finalité semble être le calcul de risque qui

permet de dire si un risque existe, pour quelle(s) entité(s) cible et par quel(s) agent(s) de stress. La méthodologie proposée par le Royaume-Uni consacre deux niveaux (niveaux 2 et 3) à lier le risque calculé avec les impacts attendus ou observés sur le terrain. Cela constitue un point spécifique de la méthodologie, peu développé par ailleurs et qui lui donne un intérêt très fonctionnel, notamment en terme de significativité du risque (par cette méthode, il est plus facile de traduire écologiquement ce que signifie l'indice de risque calculé).

Pour mener à bien l'étude des liens entre calcul de risque et impacts constatés, la méthodologie souligne la nécessité de considérer des référents écologiques et des témoins (pour les tests écotoxicologiques). Ce point constitue également une spécificité car, pour les autres méthodologies étudiées, l'utilisation d'un témoin est suggérée. Le site témoin n'est pas utilisé pour faire le calcul de risque puisque le rapport entre les concentrations en agent de stress dans le sol du témoin et les SSV ne conduit pas, par définition, à un ratio supérieur à 1. Par contre, il est utilisé pour l'interprétation des effets écologiques. Dans cette méthodologie, le témoin est considéré comme ce qu'aurait dû être le site étudié s'il n'avait pas été contaminé.

Ainsi, même s'il n'y a pas de calculs de risque par cible, l'ERA UK pourrait permettre une conclusion par cible grâce à la comparaison des inventaires des sites et des témoins (ex les arbres sont plus développés sur le témoin que sur la station). Ainsi, des inventaires de terrain doivent être faits car il semble qu'ils soient le critère le plus important pour caractériser le risque. Toutefois, reste la question du « bon » témoin que la méthode ne définit pas. En effet, la comparaison des écosystèmes peut parfois être délicate (le développement des arbres ne peut pas être comparé si les plantations n'ont pas le même âge). Par contre, les comparaisons sont plus aisées en considérant les abondances des espèces (cf résultats macrofaune ou avifaune sur site A). Cela souligne l'importance de traduire l'écosystème en données quantitatives, comme des indicateurs écologiques, même si cela reste une perspective de long terme (Hayet, 2010).

### **Les grandes lignes résumant les spécificités de la méthodologie du Royaume-Uni**

- méthode efficace et accessible ;
- peut être très mal utilisée, le poids de l'évaluateur est primordial et les résultats obtenus sont très corrélés à l'effort de recherche ;
- approche par niveau, qui permet une sortie d'étude si nécessaire ;
- domaine d'application très restreint ;
- calcul de risque sans prise en compte de l'exposition ;
- calcul de risque dès les premiers niveaux de l'éré ;
- deux étapes servent à caractériser le risque en liant les calculs de risque avec les impacts attendus ou observés ;
- utilisation d'un témoin non contaminé nécessaire ;
- pas d'utilisation d'un référent possible ;
- la décision finale est prise sur la base des indices de risque mais aussi des inventaires de terrain et des tests écotoxicologiques (ces résultats sont mieux exploités que dans les autres méthodologies).

#### V.1.1.2.2. Guideline for Ecological Risk Assessment, US EPA

##### *a. Principe et objectifs*

Cette méthodologie est souvent citée comme référent dans la littérature. Historiquement, il s'agit de la première. Néanmoins, lors de l'application, les méthodologies sont assez différentes les unes des autres, la filiation avec les autres méthodologies apparaissant peu. Elle est applicable aux écosystèmes terrestres et/ou aquatiques, ce qui n'est pas nécessairement le cas d'autres méthodologies. Cette méthodologie s'appuie sur la caractérisation des effets et la caractérisation des expositions. Ces éléments permettent d'alimenter les trois phases de l'évaluation qui sont :

- **la formulation du problème** dont les objectifs sont d'affiner les objectifs de l'évaluation et de fournir un plan d'analyse. Cette formulation du problème repose sur quatre étapes : (i) l'intégration des données disponibles, (ii) le choix des cibles de l'évaluation reflétant les objectifs de gestion et l'écosystème qu'elles représentent,



(iii) la réalisation du modèle conceptuel décrivant les relations existantes entre les agents de stress et les cibles et (iv) la réalisation du plan d'analyse ;

- **l'analyse** comprend l'analyse des expositions, des effets et des relations existant entre elles et les caractéristiques de l'écosystème. L'objectif est de fournir les éléments nécessaires à la détermination ou la prévision de réponses écologiques pouvant être engendrées par l'exposition à un agent stressueur ;
- **la caractérisation du risque** : l'évaluateur va utiliser les résultats de l'analyse pour estimer le risque causé aux entités écologiques. Ensuite, l'évaluateur devra décrire le risque estimé en fonction de tous les effets nuisibles et de leur niveau de probabilité. L'acceptabilité globale de l'évaluation sera ensuite discutée par la prise en compte des incertitudes.

La gestion du risque et l'évaluation des risques sont deux activités bien distinctes. Par ailleurs, l'acquisition de données alimente les trois phases de l'étude (méthodologie itérative). Il n'est donc pas nécessaire d'acquérir toutes les données, tant en terme de qualité que de quantité, pour débiter l'évaluation des risques.

#### *b. Analyse critique des points remarquables*

##### *b.i. Le domaine d'application*

Celui-ci est très vaste (tous types de perturbations, tous types d'écosystèmes). Cette méthodologie peut largement être adaptée à toutes les situations et à tous les écosystèmes. Cette méthodologie a pu être appliquée à l'écosystème aquatique du site C avec quelques adaptations mais sans problème majeur. De ce point positif découle le fait que l'évaluateur oriente beaucoup l'étude qu'il mène en fonction de ses décisions. Pour pallier cela, dans certains états comme l'Ontario, cette méthodologie fédérale a été déclinée en un guide laissant moins de flexibilité à l'évaluateur. De plus, les phases de gestion et d'évaluation sont séparées, le gestionnaire n'intervenant qu'à la fin de l'étude. Cela autorise moins d'échanges sur les choix réalisés et donc moins de consensus et ou de validation des choix. Par contre, cette séparation permet au gestionnaire de ne pas influencer sur les résultats de l'évaluation qui doit être une démarche scientifique et doit, de ce fait, ne pas être influencée par le contexte social ou financier.

### b.ii. Méthodologie itérative

Cette méthodologie s'alimente en continu des données recherchées ou générées. Cela permet d'initier l'évaluation sans que toutes les données aient été produites et de faire avancer l'étude sans qu'un manque de données ne stoppe sa réalisation. Cette construction est une force mais peut aussi être considérée, à double titre, comme une faiblesse. En effet, d'un point de vue pratique, cette méthodologie est très circulaire : apporter des informations sur une phase P permet de gagner en précisions mais oblige également le rédacteur à revoir et adapter les phases P+1, P+2... De plus, cette construction de la méthode, puisque les informations sont intégrées peu à peu, ne permet pas d'arrêter l'évaluation en cours de réalisation. L'étude doit être menée dans son intégralité, la quantité et la qualité des résultats produits ne pouvant être constatées que lorsque toutes les informations sont prises en compte.

### b.iii. Caractérisation des entités cibles

La méthodologie propose des critères de sélection des entités cibles. En effet, pour chaque entité cible, doivent être définies :

- la susceptibilité aux agents de stress, c'est-à-dire la nature de l'exposition (contact direct, ingestion d'aliments contaminés) et le niveau d'exposition (rapport entre le temps d'exposition et le cycle de vie de l'organisme) ;
- la pertinence écologique : quel est le rôle de l'entité cible dans l'écosystème ? Quelles sont les atteintes attendues de l'écosystème si cette entité cible est impactée ? ;
- la pertinence pour les objectifs de gestion : le Ragondin est-il une espèce prioritaire ? Sa préservation doit-elle être envisagée de manière prioritaire ?

Ces trois critères permettent de sélectionner efficacement les groupes biologiques d'intérêt et de faire le point sur les atteintes potentielles, les espèces clés de l'écosystème et les espèces liées aux objectifs de gestion.

À cette première étape de sélection succède une étape de sélection des représentants (appelés valeur fonctionnelle) des groupes biologiques précédemment désignés. À ce jour, quelle que soit la méthode appliquée, les relations entre espèces considérées dans le cadre de l'ÉRÉ sont principalement d'ordre alimentaire. Par conséquent, il semble logique de sélectionner les espèces en fonction de leur régime alimentaire (ce qui implique une caractérisation de celui-

ci). Puis pour chaque groupe biologique, les critères d'effet et les caractéristiques à protéger doivent être déterminés.

L'ensemble de ces étapes nécessite un travail important, mais permet de très bien appréhender l'écosystème étudié. C'est assurément, avec l'étape de caractérisation des expositions, une étape pivot dans la méthodologie de l'US EPA. Il est aussi important de souligner que l'US EPA met à disposition des évaluateurs de risque des fiches de renseignement sur les entités cibles les plus courantes aux États-Unis. Toutefois, ce travail de caractérisation de l'écosystème est conséquent. Il l'est d'autant plus qu'il est effectué sur les espèces potentiellement présentes sur le site et non effectivement présentes sur le site (qui sont en général moins nombreuses). En effet, la méthodologie de l'US EPA, propose mais n'incite pas à réaliser des inventaires de terrain. Cette phase de l'étude peut donc très vite devenir difficilement gérable et ne pas respecter le principe de spécificité. De manière contradictoire cette phase permet de très bien caractériser un écosystème (qui peut être potentiel, c'est-à-dire entièrement présumé sur une base bibliographique) sans pour autant connaître l'écosystème spécifique du site d'étude. Par contre, un site référent peut être intégré dans le dispositif expérimental (ce qui n'est pas permis par toutes les méthodologies). Ce référent permet de comparer les indices de risque par entité cible pour des sites contaminés hébergeant des biocénoses différentes.

#### b.iv. Caractérisation des expositions

Comme pour l'étape de caractérisation des écosystèmes, l'étape de caractérisation des expositions incite l'évaluateur à rassembler un ensemble d'informations permettant d'avoir une vue générale du fonctionnement de l'écosystème étudié. C'est notamment lors de cette étape que les interactions possibles entre le biotope contaminé et les entités cibles de l'écosystème sont définies. De fait, la méthodologie amène à définir pour chaque entité cible les voies d'exposition mais aussi les variations spatio-temporelles de l'exposition. Ces données, qui sont peu considérées en ERS, sont fondamentales en écologie. Dans le cadre des éRé, elles génèrent, par exemple, des expositions très variables. Elles considèrent en effet

- la sédentarité (migrateur ou pas, nicheur ou non nicheur, espèce vivace ou pérenne) ;
- les activités saisonnières (hibernation, reproduction, nourrissage, chute des feuilles) ;
- le mode de vie (galerie/nid, mode de recherche de la nourriture) ;

- l'aire de territoire ;
- la diversité du régime alimentaire.

L'ensemble de ces données détermine un profil d'exposition, qui permet de pondérer la quantification de l'exposition et surtout doit conduire à une meilleure interprétation du risque calculé. Néanmoins, et parallèlement à l'intérêt qu'elles procurent, ces données sont pour l'heure la source de nombreuses incertitudes (ce qui impacte la fiabilité du calcul de risque). Enrichir ces connaissances est, en conséquence, une perspective nécessaire en vue de rendre plus fiables les résultats produits par l'évaluation et faire en sorte que l'ÉRÉ réponde mieux aux attentes des gestionnaires.

#### b.v. Le calcul de risque et les incertitudes

Les calculs de risque se font pour les végétaux et les invertébrés en comparant les teneurs dans le biotope contaminé et les VTR. Pour les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire, le calcul des indices de risque correspond au ratio de la DJE sur les VTR. La DJE intègre les connaissances sur l'exposition d'une entité cible, ce qui est différent de la méthode proposée par le Royaume-Uni. À la suite de ces calculs, la méthodologie insiste sur le fait de prendre en compte les incertitudes liées aux données manquantes et aux erreurs potentielles. Cela permet à l'évaluateur d'estimer la fiabilité de ces calculs de risque. Par contre, l'ÉRÉ s'arrête souvent à la suite de cette étape. Bien que cela soit tout à fait possible, un retour aux étapes de caractérisation des expositions, permettant de mieux analyser les résultats des calculs de risque, n'est pas explicite. De la même façon et à la différence de la méthodologie du Royaume-Uni, le lien entre les calculs de risque et les impacts attendus et/ou constatés n'est pas démontré. Ce dernier point doit encourager une certaine vigilance de la part du gestionnaire.

#### **Les grandes lignes résumant les spécificités de la méthodologie de l'US EPA**

- vaste domaine d'application, facilement adaptable à différentes situations ;
- méthode itérative, à mener de part en part ;
- phase de caractérisation des expositions et des entités cibles très complète ;
- calcul de risque intégrant les variations d'exposition, notamment la variabilité spatio-temporelle ;
- la finalité de la méthodologie est le calcul de risque.

### V.1.1.2.3. Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation de terrains contaminés, CEAEQ

#### *a. Principe et objectifs*

La méthodologie du CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec), principalement adaptée aux sites et sols pollués, est la seule où il existe une distinction entre la procédure d'évaluation des risques (estimation de la probabilité d'occurrence d'effets négatifs) et la procédure d'évaluation des dangers (caractérisation du danger engendré par la situation de contamination).

Elle présente deux niveaux d'ÉRÉ : l'ÉRÉ préliminaire (PÉRÉ) déterminant l'absence ou non de risques et l'ÉRÉ quantitative (QÉRÉ) qui évalue quantitativement le risque afin d'apprécier son acceptabilité et la signification des effets provoqués par la source de stress. Ces deux niveaux d'évaluation sont divisés en six phases successives, chacun permettant de caractériser le risque écotoxicologique. Une étape de planification précède l'évaluation proprement dite.

**La planification** est la première étape de la démarche et relève de sa gestion. Elle permet d'établir la problématique et le contexte de l'étude, qu'il soit écotoxicologique, historique, financier ou autre, les récepteurs à prendre en compte ainsi que les éléments de gestion nécessaires à sa réalisation. C'est dans cette partie que sont clairement définies les questions auxquelles l'étude doit répondre.

**L'évaluation** en elle-même repose sur deux notions fondamentales : *les valeurs écotoxicologiques* qui regroupent les éléments à prendre en compte (la contamination, les récepteurs, les réponses directes et indirectes, la récupération des récepteurs) et *la signification écologique* qui comprend les considérations écologiques (variabilité, réversibilité, échelle spatiale et temporelle, amplitude) et sociales (c'est-à-dire liées à l'usage du terrain, au statut des récepteurs, aux lois et aux règlements).

L'ÉRÉ préliminaire et l'ÉRÉ quantitative suivent toutes deux le même plan. Cependant, l'ÉRÉ quantitative n'intervient que si la présence d'un risque significatif est démontrée dans l'ÉRÉ préliminaire. Un point important à souligner est le jugement professionnel de l'évaluateur. En effet, ce dernier joue un rôle important puisqu'il conditionne la réalisation et l'interprétation des résultats de l'étude.

## *b. Analyse critique des points remarquables*

### *b.i. Domaine d'application*

La méthodologie est clairement annoncée comme étant destinée à l'étude des sites et sols pollués (SSP). Elle permet effectivement d'étudier les sols contaminés et de prendre en considération les eaux superficielles présentes sur un site industriel s'il y a lieu (par opposition à la méthodologie ERA UK qui ne s'adresse qu'au sol). Cette orientation SSP est visible notamment lors de l'utilisation de certains outils comme la fiche de visite de terrain. Néanmoins, l'étude des stations du site A, qui ne sont pas des stations industrielles mais d'anciennes parcelles agricoles plantées ayant subi une pollution, a été conduite sans difficulté de point de vue de l'adaptation et de l'application de la méthodologie aux stations d'étude.

### *b.ii. Méthode progressive*

La structure en deux phases, l'une de screening, l'autre d'analyse plus approfondie des éléments retenus, situe cette méthode comme ayant une structure intermédiaire entre les méthodologies du Royaume-Uni et des États-Unis. Cette structure présente l'avantage de ne pas initier une étude de grande ampleur si cela ne s'avère pas nécessaire après l'analyse des premières données rassemblées, conformément au principe de proportionnalité. Cela permet d'arrêter l'étude avant d'avoir engagé des investissements humains et financiers importants. La PÉRÉ consiste en un calcul rapide qui compare les teneurs dans les matrices contaminées aux VTR. Ce ratio se réalise sans prendre en compte les expositions des récepteurs écologiques. Si des risques sont révélés, c'est-à-dire si le ratio est supérieur à 1, chaque entité cible pour laquelle la PÉRÉ a signalé un risque est plus profondément étudiée en intégrant la notion d'exposition. De ce fait, la caractérisation des risques est plus précise que pour la méthode UK.

### *b.iii. Applicabilité de la méthodologie*

La méthodologie CEAEQ est très découpée (une phase de planification + six phases d'évaluation en PÉRÉ et six phases d'évaluation en QÉRÉ). De plus, elle est assez directive. Elle constitue donc un bon guide et permet une progression rapide lors de la réalisation d'une première éRé. Par contre, ce découpage et ce guidage génèrent une certaine redondance entre

les paragraphes qui se ressent à la lecture comme durant la rédaction du rapport d'ÉRÉ. Cela pourrait même devenir assez contraignant pour les évaluateurs aguerris.

La phase de planification est une phase menée en concertation avec les gestionnaires. Elle permet de définir les objectifs de l'étude, les délais nécessaires et les financements disponibles. Son avantage est de permettre aux évaluateurs et gestionnaires d'envisager une étude qui ne pourra pas être annulée ou stoppée en cours de réalisation par manque de délai et/ou de moyens. L'évaluation est, en effet, adaptée aux moyens disponibles et cela est clairement annoncé lors de cette phase.

Une visite de site est à réaliser. Celle-ci est axée sur le contexte et les enjeux du site. Peu d'items concernent des éléments de l'écosystème et la réalisation d'inventaires de terrain n'est pas obligatoire. Liées à ces éléments, les limites de l'étude sont clairement annoncées comme étant celles du site d'étude. Pour les autres méthodes, la limitation de la zone d'étude est adaptable à la zone d'influence des polluants et/ou aux perturbations subies par les écosystèmes connexes.

À l'issue de chaque étape, la méthodologie incite l'évaluateur à renseigner un tableau des erreurs ayant pu être potentiellement réalisées (cf extrait proposé ci-après).

**Tableau 73 : Extrait du tableau de suivi des erreurs et incertitudes réalisés provenant de la PÉRÉ (CEAEQ)**

Paramètre d'évaluation	Paramètre de mesure	Éléments incertains	Analyse et classification de l'incertitude	Moyens de réduction possibles
Perturbation des ressources alimentaires	- niveau de contamination	Incertitudes liés aux essais, tests, éléments de mesure	Erreur	Métrieologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire
Accumulation de la contamination chez les entités écologiques et transfert dans la chaîne alimentaire	- contamination du sol	Incertitudes liés aux essais, tests, éléments de mesure Impossibilité de décrire l'ensemble des effets	Erreur Ignorance	Métrieologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire.
	- transferts de la contamination sol/macrofaune, macrofaune/flore, sol/flore, sol/faune, flore/faune, faune/faune et facteurs d'exposition	Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation	Erreur	Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence.  Réaliser de mesures.
Perturbation du rôle écologique des entités biologiques touchées	- contamination du sol	Extrapolation des effets sur les espèces Incertitudes liés aux essais, tests, éléments de mesure Incertitudes liées aux statistiques	Stochasticité Ignorance	Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation. Multiplier le nombre de tests sous réserve de coût financier et de temps acceptable.
		Bibliographie manquante sur le rôle et les interactions des espèces	Erreur	Métrieologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire. Echantillonnage, test de représentativité, intervalle de confiance.
Perturbation de l'équilibre de l'écosystème	- relations inter-espèces	Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation	Erreur	Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence

Cette démarche permet une bonne synthèse des incertitudes et facilite, de ce fait, l'analyse de la fiabilité des résultats lors de la caractérisation du risque. Au niveau de la PÉRÉ, elle permet de proposer, pour chaque erreur énoncée, des mesures visant à réduire ou supprimer ces sources d'incertitudes. Une utilisation de ce tableau permet réellement d'augmenter la qualité de la phase de QÉRÉ en orientant l'évaluateur vers les mesures, tests ou solutions lui apportant les informations les plus fiables.

La méthodologie CEAEQ incite aussi à réaliser un tableau regroupant les certifications, accréditations, validations et processus qualité utilisés. Ce tableau rassure l'évaluateur et le gestionnaire sur le fait que les protocoles ont été correctement suivis ou réalisés. Par contre, à l'heure actuelle, l'impact de ce suivi qualité est encore très restreint par rapport aux sources d'incertitudes de l'ensemble de la méthodologie (d'un côté : nécessité de choisir un laboratoire d'analyse certifié ; de l'autre : considération des végétaux à l'échelle de strate (herbacée, arbustive ou arborée) et non à l'échelle spécifique pour le calcul de risque).

Lors de la PÉRÉ et de la QÉRÉ, la méthodologie propose la réalisation d'un tableau de suivi des ressources documentaires utilisées. Cet outil, préconisé mais dont la forme n'est pas définie, est précieux car il permet de quantifier les sources d'informations existantes. Cette estimation peut être prise en compte lors de l'estimation de la fiabilité des résultats. Cela permet également à une personne autre que l'évaluateur de voir rapidement si des informations supplémentaires peuvent venir compléter l'ÉRÉ en cours. Cela permet d'apprécier les étapes les mieux renseignées. Cela permet aussi le cas échéant de reprendre ou compléter les données (lors de la création d'une nouvelle fiche de données écologiques dédiée à une espèce par exemple ou lors de la mise en place par les évaluateurs d'une nouvelle base de données). Dans le cadre de la présente étude, nous avons opté pour un tableau synthétique qui renseigne sur le type de sources (ouvrage, rapport, base de données...), l'année de publication, les auteurs, s'il s'agit d'une source originale, les informations principalement extraites, la qualité de la source (spécificité au site d'étude, représentativité), la pertinence (adéquation avec la problématique, adéquation avec le site étudié), l'exhaustivité, le niveau de détail, les données manquantes.



#### b.iv. Caractérisation des écosystèmes

Le tableau de choix des entités cibles est un outil extrêmement utile pour guider les évaluateurs dans leur choix s'il ne dispose pas de connaissance relative aux espèces en présence.

Pour faciliter la caractérisation des entités cibles sélectionnées, le CEAEQ met à disposition de l'évaluateur des fiches renseignant de manière très précise des espèces fréquemment considérées au Québec dans les problématiques de terrains contaminés. Les informations fournies présentent l'avantage de distinguer les données en fonction du sexe ou de l'âge de l'espèce considérée. Le taux d'inhalation y est également renseigné de manière à ce que cette voie d'exposition puisse être considérée. Ces fiches facilitent grandement le travail de l'évaluateur. Lorsqu'une espèce cible n'est pas renseignée par ce type de fiches, cela crée une grande disparité de connaissance et de données disponibles pour l'évaluation.

Très régulièrement, l'évaluateur doit exprimer les données environnementales en données chiffrées et procéder ainsi à une traduction du qualitatif en quantitatif. À l'heure actuelle, la méthodologie ne propose pas d'outil pour guider l'évaluateur dans ce domaine. Les indicateurs écologiques ont cette fonction de traduction. Néanmoins, la thèse entreprise sur ce sujet et intitulée « Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés – Application à l'évaluation des risques écologiques » (Hayet, 2010) souligne qu'en théorie l'intégration d'indicateurs écologiques en éRé bénéficierait à l'analyse écologique et à l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Par contre, en pratique, cela reste à envisager à long terme.

D'un point de vue terminologique, la méthodologie annonce une analyse du risque écotoxique. L'ensemble des points traités concerne plutôt des données écologiques. De plus, les tests d'écotoxicité sont abordés lors de la QéRé mais leur interprétation et leur intégration dans l'analyse des résultats d'éRé sont encore délicates (c'est également le cas pour la méthode US EPA).

#### b.v. Caractérisation des expositions

L'exposition des entités cibles n'est pas prise en considération lors de la PéRé (comme dans la méthodologie ERA UK), par contre, elle l'est lors de la QéRé.

La précision de certaines fiches de caractérisation des espèces permet de calculer une DJE inhalation. Néanmoins, les VTR n'existant pas à l'heure actuelle, cela ne permet pas de mener à bien les calculs de risque pour cette voie. Il est à noter qu'un guide concernant les valeurs toxicologiques de référence est en cours de rédaction.

#### b.vi. Caractérisation du risque

Pour la flore et les invertébrés des sols, les indices de risque de la PÉRÉ sont identiques à ceux de la QÉRÉ, ce qui tend à prouver que l'étude des risques pour ces deux groupes biologiques est préliminaire.

Le calcul de risque de la QÉRÉ est basé sur le ratio DJE/VTR. Le risque est donc calculé de la même manière que pour la méthodologie US EPA. Par contre, cette méthodologie propose une caractérisation du risque dans la mesure où elle accompagne les résultats obtenus par le calcul de risque d'une interprétation mais aussi d'une analyse poussée des incertitudes. Cela permet d'estimer le poids à donner aux résultats produits. La méthodologie du CEAEQ est celle qui amène le plus l'évaluateur à prendre cette problématique en considération. En effet, les outils proposés au cours de l'ÉRÉ ont, pour la plupart, comme objectifs de réduire les incertitudes. D'autre part, à la suite du calcul de risque, est proposée « la méthode du poids des évidences » qui vise à créditer le calcul de risque d'un coefficient de fiabilité. Toutefois, cette méthode est difficilement abordable mais constitue une perspective d'étude intéressante. Autrement dit, cette méthodologie incite l'évaluateur à s'interroger sur les incertitudes, ce qui concourt à considérer la problématique des incertitudes et à terme à progresser dans ce domaine.

Cette méthodologie mêle l'évaluation et la gestion du risque. Ainsi, le calcul de risque est un des indicateurs mais il est à intégrer avec les indicateurs sociaux, notamment pour renseigner le concept de signification écologique.

### **Les grandes lignes résumant les spécificités de la méthodologie du CEAEQ**

- bon guide pour une première utilisation car assez directif et rassurant. *A contrario*, assez contraignant et redondant pour un évaluateur plus aguerri ;
- structure permettant une éRé quantitative (avec intégration des expositions dans le calcul de risque), après une éRé préliminaire de screening ;
- méthodologie qui s'attache à résoudre la problématique actuelle la plus importante de l'éRé : sa fiabilité (méthode de poids des évidences et les outils mis en place, y compris le guide en voie de rédaction sur les VTR), en conduisant à la réduction des incertitudes ;
- de nombreux outils sont proposés et permettent d'obtenir un minimum de résultats :
  - aide aux choix des espèces ;
  - fiches espèces ;
  - tableau des erreurs ;
  - tableau qualité ;
  - tableau des sources documentaires.

### **V.1.1.3. Comparaison de l'applicabilité des méthodologies**

Ce sous-chapitre s'attache à comparer les méthodologies de manière générale, notamment sur leur applicabilité. Ces paragraphes sont principalement basés sur le retour d'expérience généré par cette étude. Ils sont l'objet de discussion.

#### V.1.1.3.1. Comparaison générale

Lors de l'étude bibliographique, nous avons souligné le fait que la méthodologie proposée par l'US EPA était la méthodologie historique. C'est effectivement cette méthode qui a permis de définir la majorité des concepts et des méthodes utilisées en éRé. Nous en avons conclu que la plupart des méthodologies actuelles étaient des déclinaisons de la méthodologie américaine. Après application aux sites d'études et sur la base des arguments présentés lors des paragraphes précédents, il semble que chaque guide présente ses spécificités et que la filiation avec la méthode US EPA soit moins forte qu'attendue. Le chapitre suivant (chapitre 2) nous permettra d'évaluer si ces différences méthodologiques génèrent des différences au niveau du calcul de risque.

En termes d'applicabilité, la méthodologie qui a été le plus rapidement mise en oeuvre est celle proposée par le Royaume-Uni. C'est une méthode très fonctionnelle, bien adaptée à des problématiques simples ou à des délais courts. Par contre, il s'agit également de celle qui repose le plus sur les choix des évaluateurs. En effet, l'évaluation peut être très rapidement stoppée si le calcul de risque ne met rien en évidence. La poursuite ou l'arrêt de l'étude repose sur la phase d'analyse de la matrice et de l'interprétation de ces analyses (choix entre les teneurs maximales, les teneurs moyennes, les teneurs biodisponibles). D'autre part, la qualité de l'étude dépend aussi de la manière dont l'évaluateur interprète le calcul de risque et de son choix de mener ou non une étude approfondie du lien entre l'indice de risque et des impacts constatés. En ce qui concerne la méthodologie du CEAEQ, elle est plus longue à mettre en place en raison de son phasage. C'est une méthodologie qui s'attache beaucoup à faire progresser les connaissances et la qualité des données acquises pour réduire les incertitudes et produire une éRé plus fiable. Les choix de l'évaluateur sont importants mais ils sont guidés tout au long de l'évaluation par des étapes de synthèse, d'analyse et d'amélioration des résultats. Notre retour d'expérience nous permet d'en déduire que cette méthode s'adresse préférentiellement à des évaluateurs et des gestionnaires ayant une vision

scientifique (recherche et développement) de l'éré. La méthodologie américaine est moins rapide que l'ERA UK, en raison de l'approfondissement de la caractérisation des écosystèmes et des expositions. De fait, elle semble s'adresser particulièrement à des problématiques environnementales complexes.

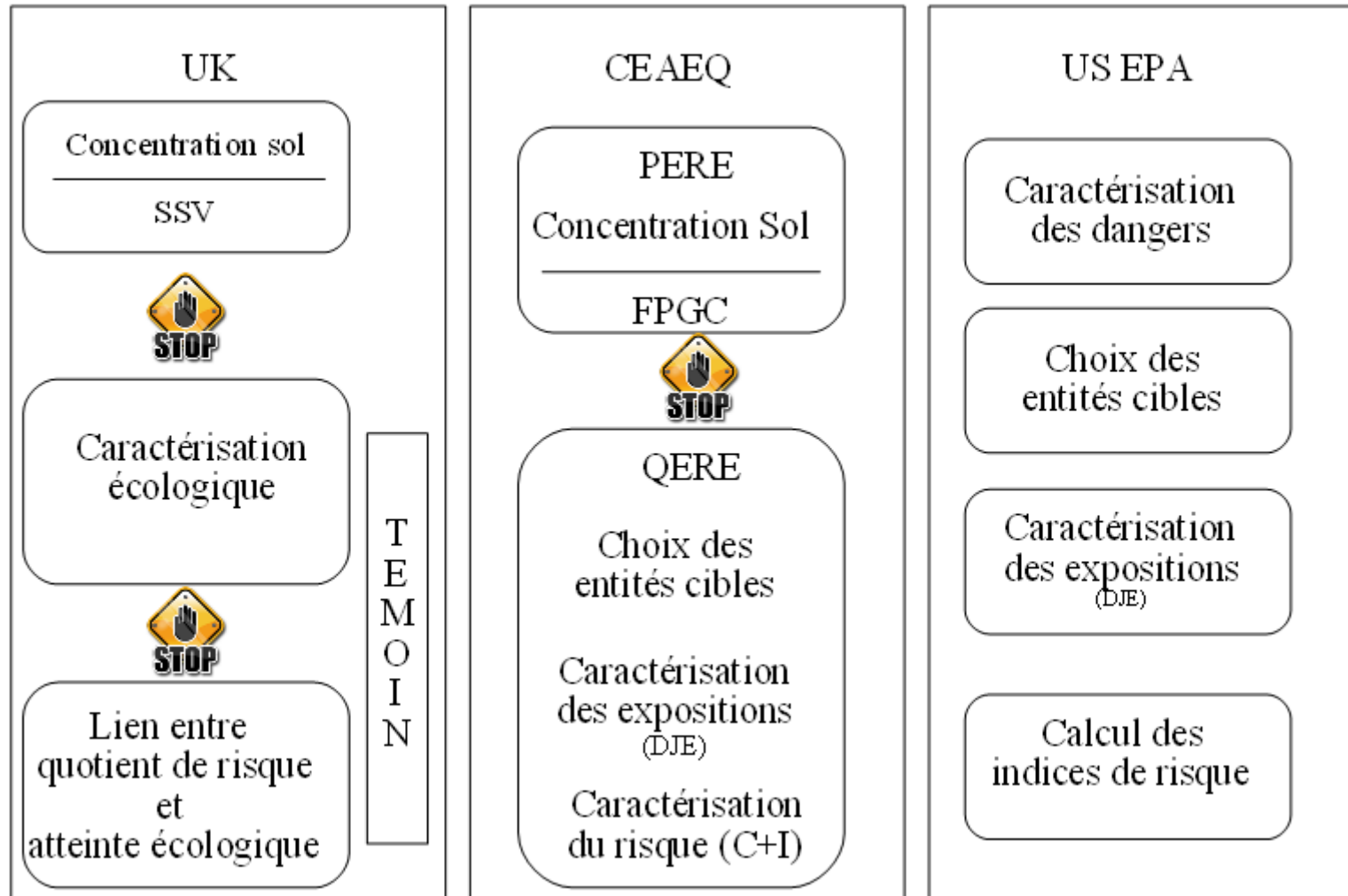
La figure 34 schématise les méthodologies suite à leur application. Cette figure met en exergue les différences méthodologiques et reprend les éléments décrits ci-après.

La méthodologie de l'US EPA est divisée en quatre phases consécutives se nourrissant tout au long de l'étude, ce qui n'autorise pas l'arrêt de l'évaluation au cours de la démarche. Ces quatre phases sont très similaires à celles réalisées lors des ERS.

La méthodologie du Royaume-Uni propose très rapidement un calcul de risque (après le début de l'étude). Celui-ci permet de statuer sur l'arrêt possible ou non de l'étude et sur les agents de stress à conserver. La phase suivante caractérise les écosystèmes des sites étudiés (sites pollués et témoin). Connaissant les agents de stress avérés, l'évaluateur cherche à mettre en évidence leurs effets par des études écologiques. La dernière phase, constituée d'expérimentations (tests écotoxicologiques, notamment), de démonstrations statistiques et d'argumentaires bibliographiques, sert à établir et valider le lien entre les atteintes à l'écosystème et les agents de stress identifiés. Dans cette phase le rôle du témoin est essentiel.

La méthodologie du CEAEQ est un hybride des deux autres méthodologies avec une phase préliminaire basée sur un calcul de risque de « screening », la possibilité d'un arrêt de l'éré si les indices de risque sont inférieurs à 1 comme pour la méthodologie du Royaume-Uni. Dans le cas contraire, une éré quantitative est menée sur le modèle de l'US EPA. Notons toutefois l'importance spécifique que donne cette méthode à la considération des incertitudes.

Figure 34 : Schémas des principales caractéristiques des méthodologies du Royaume-Uni (UK), du CEAEQ et de l'US EPA.



#### V.1.1.3.2. Spécificité des méthodologies et influence sur l'éré

Les principales différences entre les méthodologies étudiées sont :

- les domaines d'application ;
- les structures de la méthode : itérative (US EPA), progressive (CEAEQ), de screening (UK) ;
- l'intégration ou non de l'exposition dans le calcul de risque ;
- la caractérisation de l'écosystème *a priori* ou *a posteriori* du calcul de risque ;
- la prise en compte des incertitudes ;
- les liens entre évaluateurs et gestionnaires.

Ces différences méthodologiques influent sur la caractérisation du risque. Néanmoins, plus que la méthodologie appliquée, il semble que la place de l'évaluateur (seul ou en équipe avec le gestionnaire) et ses choix lors de la démarche d'éré constituent la source principale de variabilité des résultats obtenus. En effet, les données disponibles et à recueillir, les VTR, les sources d'incertitudes, les difficultés d'application sont proches quelles que soient les méthodologies d'éré. Par contre, les choix concernant la quantification de l'exposition, les teneurs à considérer dans les matrices contaminées ou plus simplement la qualité de la caractérisation du risque reposent sur les choix de l'évaluateur. À ce titre, les méthodologies testées soulignent toutes le poids de l'évaluateur dans les éré. Cette influence de l'évaluateur peut s'expliquer par le fait que les méthodologies d'éré ne peuvent pas, dans l'état des connaissances actuelles, être considérées comme des « outils » prêts à l'utilisation. Les besoins de recherche sont encore importants. Pour l'heure, cela engendre un investissement intellectuel conséquent de l'équipe d'évaluation (notamment au niveau de la phase de quantification de l'exposition et d'intégration de la variabilité spatio-temporelle pour l'ERA US EPA, au niveau de l'évaluation des incertitudes pour le CEAEQ ou lors de l'étude des liens entre l'écosystème et les calculs de risque pour l'ERA UK). Ainsi, l'expertise des évaluateurs semble corrélée à la qualité de l'éré.

L'influence de l'évaluateur a pour conséquence de rendre nécessaire la validation des différentes étapes par l'équipe de gestion (sans pour autant que les gestionnaires n'interfèrent dans les choix faits en première instance). Les démarches du CEAEQ et du Royaume-Uni sont structurées par niveaux, la validation par les gestionnaires est planifiée à la fin de

chacun. Le guide ERA US EPA, méthode itérative, signale que les activités de gestion et d'évaluation sont bien séparées. Il semble alors important de planifier, lors de la formulation du problème, des étapes de validation des choix pour que cela ne soit pas fait exclusivement lors de la communication des résultats de l'ÉRé aux gestionnaires.

D'autres différences peuvent être également relevées. Par contre, elles ne semblent impacter ni la conduite des ÉRé ni leurs résultats.

#### *a. Le périmètre d'étude*

En fonction des méthodologies considérées, le périmètre d'étude est défini de différentes manières dans les guides. Pour la méthodologie du CEAEQ, il est validé lors de la planification, il est défini subjectivement et reprend généralement les limites administratives du site. Pour l'US EPA, le périmètre d'étude est défini plus tard dans l'étude puisqu'il s'agit de la zone d'influence du site (influence des agents de stress conjuguée aux perturbations possibles des écosystèmes alentours). Il faut donc avoir réuni les premières données pour pouvoir définir cette zone d'influence du site, qui peut évoluer lors de l'étude en fonction des résultats produits. La méthodologie du Royaume-Uni utilise également la zone d'influence du site mais la limite à 1 ou 2 km autour du site et jamais plus loin que 5 km.

En pratique, lors de la mise en application des méthodologies, pour les écosystèmes terrestres, ce sont essentiellement les sites d'étude qui ont été considérés, quelle que soit la méthodologie appliquée. Par contre, pour l'application à l'écosystème aquatique, c'est la zone d'influence de l'agent de stress qui a été considérée.

#### *b. Les critères de sélection des entités cibles*

Les critères de choix des entités cibles sont différents en fonction de la méthodologie considérée. Pour la méthodologie de l'US EPA, ces critères sont la susceptibilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence vis-à-vis des objectifs de gestion. Le CEAEQ propose un tableau qui permet de sélectionner les groupes biologiques à retenir en fonction des voies d'exposition. Au sein de ces groupes biologiques, les critères de sélection des entités cibles sont la représentativité, la mobilité, l'habitat et l'exposition aux contaminants. Nous avons ajouté des critères concernant le régime alimentaire car les critères proposés ne sont pas suffisamment discriminatoires. Bien qu'étant différents, ces critères ont conduit au choix des mêmes entités cibles, à quelques exceptions près. Rappelons que, pour



ces méthodologies, les entités cibles sélectionnées peuvent être des espèces potentielles du site et non effectives si les inventaires de terrain ne sont pas réalisés.

En ce qui concerne la méthodologie UK, il n'existe pas de phase de sélection des entités cibles. En effet, le calcul de risque ne nécessite pas le choix d'espèces (pas de quantification de leur exposition). Par contre, après le calcul de risque, des inventaires de terrain sont réalisés et l'ensemble des espèces inventoriées peut servir à relier le calcul aux impacts possibles ou constatés. Toutes les espèces sont donc considérées et servent à l'explication des quotients de risque sans qu'il n'y ait de choix. En fait, ce sont les quotients de risque qui permettent l'orientation vers les groupes biologiques à considérer en fonction des polluants retenus. Aucune espèce n'est exclue de prime abord, évitant la possibilité de ne pas retenir des espèces informatives. Ceci contribue à la diminution des sources d'erreur et par conséquent augmente la fiabilité de la caractérisation du risque.

#### *c. Les hypothèses de risque et le schéma conceptuel*

Ces deux étapes sont soulignées comme étant importantes dans toutes les méthodologies. Par contre, très peu d'indications sur la manière de les bâtir sont données par les guides. Le CEAEQ détermine quatre facteurs que doivent évoquer les hypothèses de risque : l'agent de stress, le récepteur, la réponse écotoxicologique attendue et les limites spatiales. De même, le niveau de détail que doivent atteindre ces hypothèses de risque n'est pas mentionné. De fait, les hypothèses de risque ont été bâties, dans les différents éRé, en fonction des groupes biologiques considérés. Au final, pour le site A, sept hypothèses de risque ont été émises pour la méthode US EPA, cinq pour le PÉRÉ et seize pour le QÉRÉ de la méthode québécoise. Cette étape n'est pas réalisée dans le cadre de l'éRé du Royaume-Uni.

Après application, les hypothèses de risque s'avèrent nécessaires à la construction du schéma conceptuel et à la réflexion globale sur les atteintes possibles de l'écosystème étudié. Néanmoins, bien que considérées par l'ensemble des méthodes, les hypothèses de risque ne sont pas pleinement exploitées, notamment pour la caractérisation du risque. À ce stade de l'évaluation, elles pourraient en effet servir de base aux réponses à apporter aux gestionnaires et faciliter ainsi la communication des résultats de l'évaluation et la prise de décisions de gestion de risque. Actuellement, sans que cela soit toutefois proscrit, les méthodologies n'y incitent pas. Dans le même registre, les consignes pour la réalisation des schémas conceptuels

sont assez restreintes. De ce fait, la seule source de variabilité identifiée est induite par les choix de l'évaluateur. Dans le cadre de la présente étude, le « biais » évaluateur ayant été minimisé, il n'y a pas de variabilité au cours l'étape de conception des schémas conceptuels.

#### V.1.1.3.3. Comparaison de l'applicabilité de la méthode US EPA aux écosystèmes terrestres et aquatiques

La méthodologie américaine est la seule annonçant un domaine d'application permettant de réaliser une évaluation des risques pour les écosystèmes aquatiques. Toutefois, lors de l'application de la méthodologie du CEAEQ, la réalisation d'une éRé sur un site présentant un cours d'eau superficiel (site B) n'a pas engendré de difficulté particulière. Il semble donc, sans que cela soit étayé par une réalisation, que la méthodologie du CEAEQ puisse facilement étendre son domaine d'application aux écosystèmes aquatiques.

Par retour d'expérience (application de la méthode USEPA au site C), le premier constat qui peut être fait est que la transposition de l'éRé aux écosystèmes aquatiques n'engendre pas de difficulté particulière. Au contraire, le milieu aquatique, étant d'ores et déjà très étudié d'un point de vue écologique et écotoxicologique, des outils de caractérisation des eaux peuvent être utilisés dans le cadre de l'éRé. C'est notamment le cas des indices biologiques (IBGN, IBMR, IPR...) qui sont peu nombreux pour les écosystèmes terrestres. Ces indicateurs de la qualité des milieux constituent une traduction quantitative de la qualité de l'écosystème en présence. Cette simplification de l'information nécessite d'utiliser les résultats produits avec mesure et de porter une grande attention à leur interprétation. Néanmoins, en éRé, ils contribuent au faisceau de preuves susceptible de relier l'indice de risque à l'action d'un toxique sur une entité cible.

Une autre distinction entre les écosystèmes terrestres et aquatiques concerne le périmètre de l'étude. Pour l'écosystème aquatique, la zone d'influence des agents de stress est considérée. Cette zone a été définie dans le cas de l'application au site C, de manière assez simple grâce à un test à la rhodamine. En cas de mise en forme d'une démarche d'éRé générale spécifique aux écosystèmes aquatiques, cette étape de définition du périmètre par ce test pourrait être recommandée.

Sur le plan méthodologique, l'USEPA et le CEAEQ invitent à considérer la zone d'influence. Or, pour des systèmes terrestres, cette dernière peut être difficile à délimiter (pas d'équivalent

au test à la rhodamine). De plus, elle peut inclure à la fois la zone d'influence des agents de stress mais aussi la zone de perturbations des écosystèmes. Ainsi, pour les écosystèmes terrestres, le périmètre d'étude considéré en première instance correspond aux limites administratives de la station d'étude.

Outre la définition du périmètre d'étude, la possibilité de localiser l'amont et l'aval d'une source de pollution donne une solution à la problématique de la station témoin (évoquée en partie III). Ainsi, le témoin est rapidement localisé. De plus, lorsque l'amont et l'aval se situent dans une zone homogène (même débit, même type de courant, par exemple), il est possible qu'il y ait une plus grande adéquation entre ces stations qu'en milieu terrestre, ce qui a pour conséquence d'augmenter la précision de l'analyse des risques qui peut être faite.

Suite à l'application sur le site C, il semblerait que l'éRÉ appliquée à des milieux aquatiques ait une grande sensibilité. En effet, les résultats obtenus n'excluent pas que le rejet puisse induire un risque inacceptable pour l'écosystème receveur. Pourtant, plusieurs facteurs pouvaient laisser craindre le fait qu'aucun risque ne soit mis en évidence. Parmi ces facteurs, nous rappelons :

- la dilution du rejet par les eaux de pluies ;
- les différences de débit entre le rejet et l'écosystème receveur ;
- la présence du barrage hydroélectrique et la réalisation de curage des sédiments dans le cours d'eau ;
- la réalisation de curage dans la canalisation ;
- l'enrochement des berges.

Parmi les facteurs explicatifs de cette plus grande sensibilité apparente figure la complémentarité de résultats apportés par l'étude différentielle des compartiments aquatiques (eaux superficielles et profondes) et sédimentaires. L'interaction entre les contaminants et les conditions de milieu (physiques et biologiques) est très variable entre ces deux matrices. L'étude du compartiment aquatique apporte en effet des réponses sur la contamination instantanée et le compartiment sédimentaire sur la contamination « mémoire ».

À l'encontre des spécificités précédemment décrites qui sont en faveur des écosystèmes aquatiques, certaines étapes, parfaitement maîtrisées pour les écosystèmes terrestres telles que l'échantillonnage, peuvent s'avérer très complexes pour les écosystèmes aquatiques. À titre

d'exemple, le prélèvement de sédiments peut être techniquement délicat, en particulier pour les cours d'eau de grand gabarit où la profondeur du cours d'eau, le courant et l'artificialisation du milieu sont autant d'obstacles à la faisabilité de l'échantillonnage. L'étape de caractérisation des écosystèmes est également moins évidente (en termes de lisibilité et d'accessibilité des habitats) et requiert un investissement technique plus conséquent (utilisation d'une embarcation, sondage par spectrofluorométrie...). Néanmoins, ces difficultés ne sont pas propres à l'éré.

## V.2. VARIABILITES DES RISQUES CALCULES EN FONCTION DE LA METHODOLOGIE UTILISEE

### I. VARIABILITE GENERALE DES CALCULS

À l'heure actuelle, malgré un premier guide proposé en 1998 par l'US EPA, les éré suivent des méthodologies récentes, avec peu de retour d'expérience et encore en évolution (complément de l'ERA UK en 2008, attente d'outils méthodologiques par le CEAEQ comme par exemple les fiches descriptives des espèces ou le guide des VTR). En conséquence, les calculs réalisés dans ce cadre sont assez élémentaires et sont entachés de nombreuses incertitudes. Cela concourt à diminuer la précision des calculs de risque et, *a fortiori*, leur variabilité et leur sensibilité.

Au cours de cette étude, deux types de calculs de risque ont été faits. Dans les méthodologies de l'ERA UK et dans la Péré du CEAEQ, le calcul de risque consiste en un ratio des teneurs dans les milieux pollués sur une VTR qui peut être définie spécifiquement pour les éré (comme les Soil Screening Values, ERA UK), ou non (fond pédo-géochimique pour le Péré). Ces calculs n'incluent pas l'exposition des espèces et sont variables en fonction des VTR considérées.

Dans les méthodologies de l'US EPA et dans la Qéré du CEAEQ, le calcul de risque est basé sur un ratio entre la DJE et les VTR. Concernant les DJE, les méthodologies étudiées ne proposent pas de formule de calcul. Celle-ci doit donc être construite par l'évaluateur. Dans le cadre de la présente étude et dans le but de ne pas induire de biais « évaluateur », le mode de calcul des DJE suit toujours la même formule intégrant le niveau et le temps d'exposition, comme en ERS. Le niveau d'exposition est essentiellement défini sur la base du régime

alimentaire et de la contamination des aliments. Le temps d'exposition est basé sur la durée et la fréquence d'exposition. Plus précisément, le temps d'exposition intègre une pondération en fonction de la mobilité des espèces, c'est-à-dire prenant en considération la superficie du site par rapport à leur aire de vie. Soit celle-ci est plus petite que le site d'étude, ils sont alors considérés comme potentiellement toujours exposés, soit leur aire de vie est plus grande que la superficie du site, ils sont alors considérés comme moins exposés (l'indice de risque est minoré par le ratio).

Concernant les VTR, une base de données les regroupant a été constituée. À ce jour, peu de VTR existent, ce qui minimise le nombre de substances pour lesquelles un calcul de risque est possible. De même, du fait de leur faible nombre, les VTR ne sont pas discriminées en fonction de leur nature (dose ou concentration), de leur mode de détermination, notamment des facteurs de sécurité employés, et de leur spécificité. Ce dernier point concerne des VTR s'adressant à des matrices dans leur intégralité (PNEC sol) ou à des groupes biologiques dans leur ensemble (végétaux, prédateur). L'utilisation de ce type de VTR concourt à une perte de précisions et de fiabilité des indices de risque. En résumé, la mise en application d'ÉRÉ a confirmé la nécessité de perfectionner les VTR afin que les calculs de risque gagnent en précision et soient plus sensibles qu'ils ne le sont à l'heure actuelle.

## **II. COMPARAISON DES CALCULS DE RISQUE EN FONCTION DES METHODOLOGIES APPLIQUEES**

La variabilité des calculs de risque en fonction des méthodologies employées est étudiée dans ce paragraphe. Le résultat obtenu est simple. Pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, les indices de risque calculés sont identiques. Cela s'explique par le fait que les VTR, les entités cibles et leurs paramètres morphologiques et alimentaires sont similaires. Ainsi, si des indices de risque différents sont obtenus pour un site donné lors de l'application de ces deux méthodologies, cette variabilité sera à imputer aux évaluateurs. Comme suggéré dans les paragraphes précédents, l'évaluateur est une source de variabilité conséquente. Il est donc nécessaire de confier les éRé à des évaluateurs confirmés. Il semble également important que les choix de l'évaluateur en cours d'étude soient validés par l'équipe de gestion.

Par contre, une éRé a également été conduite selon la méthodologie proposée par le Royaume-Uni sur le site A. Les résultats obtenus sont de nature très différente de ceux

obtenus par les applications précédentes. En effet, cette méthodologie ne conduit pas à la sélection d'entités cibles (toutes les espèces de la biocénose sont considérées et peuvent être informatives pour la caractérisation du risque). De fait, le régime alimentaire et l'exposition des espèces ne sont pas renseignés. Ainsi, pour la méthodologie du Royaume-Uni, le quotient de risque vaut pour un agent de stress et pour un site. *A contrario*, les méthodologies de CEAEQ et de l'US EPA expriment un risque par entité cible en fonction de son régime alimentaire (tableaux 74 et 75).

**Tableau 74 : Indices de risque attribués aux agents de stress par entité cible pour la station A1, selon la méthodologie de l'US EPA**

	Pb	Zn	Cd	Cu	As	Ni	Hg
<i>Végétaux</i>	<b>15,83</b>	<b>16,87</b>	<b>1,47</b>	0,77	<b>2,610</b>	0,440	85,19
<i>Invertébrés</i>	<b>1,12</b>	<b>22,50</b>	0,33	0,67	<b>26,11</b>	0,060	85,19
<b><i>Herbivores</i></b>							
<i>Perdix perdix</i>	<b>1,89</b>	<b>1,12</b>	<b>2,70</b>	0,20	0,047	0,022	
<i>Phasianus colchicus</i>	<b>1,67</b>	1,00	<b>2,42</b>	0,15	0,041	0,016	
<i>Columba palumbus</i>	<b>5,21</b>	<b>3,14</b>	<b>7,54</b>	0,48	0,127	0,050	
<i>Microtus agrestis</i>	<b>11,21</b>	<b>11,70</b>	<b>55,75</b>	<b>1,57</b>	<b>14,00</b>	2,998	
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	0,11	0,09	0,37	0,02	0,199	0,041	
<b><i>Omnivores</i></b>							
<i>Turdus phoenos</i>	0,25	0,07	0,09	0,02	1,05E <sup>-03</sup>	3,68E <sup>-04</sup>	
<i>Erithacus rubecula</i>	0,91	0,26	0,34	0,06	3,82E <sup>-03</sup>	1,35E <sup>-03</sup>	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<b>4,63</b>	<b>1,3</b>	<b>1,71</b>	0,29	1,93E <sup>-02</sup>	6,74E <sup>-03</sup>	
<i>Anthus trivialis</i>	<b>3,68</b>	<b>1,03</b>	<b>1,36</b>	0,23	1,53E <sup>-02</sup>	5,35E <sup>-03</sup>	
<i>Cuculus canorus</i>	<b>1,83</b>	0,51	0,68	0,11	7,63E <sup>-03</sup>	2,66E <sup>-03</sup>	
<i>Fringilla coelebs</i>	0,1	0,03	0,04	0,01	5,18E <sup>-04</sup>	3,93E <sup>-04</sup>	
<i>Luscinia megarhynchos</i>	<b>1,53</b>	0,43	0,56	0,1	6,38E <sup>-03</sup>	2,27E <sup>-03</sup>	
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0,19	0,18	0,75	0,02	4,77E <sup>-03</sup>	3,16E <sup>-04</sup>	
<i>Erinaceus europaeus</i>	0,04	0,03	0,08	0,01	9,88E <sup>-04</sup>	6,32E <sup>-04</sup>	
<i>Talpa talpa</i>	0,63	0,44	<b>1,27</b>	0,08	1,62E <sup>-02</sup>	1,04E <sup>-02</sup>	
<i>Clethrionomys glareolus</i>	0,07	0,1	0,51	0,01	9,48E <sup>-03</sup>	7,39E <sup>-03</sup>	
<b><i>Prédateurs</i></b>							
<i>Vulpes vulpes</i>	1,76E <sup>-04</sup>	7,25E <sup>-05</sup>	4,69E <sup>-04</sup>	1,97E <sup>-05</sup>	1,35E <sup>-05</sup>	7,67E <sup>-04</sup>	
<i>Strix aluco</i>	2,30E <sup>-03</sup>	3,74E <sup>-04</sup>	8,00E <sup>-05</sup>	4,04E <sup>-05</sup>	3,81E <sup>-05</sup>	1,12E <sup>-04</sup>	

**Tableau 75 : Quotient de risque attribué aux agents de stress pour chaque station du site A et de la station témoin, selon la méthodologie du Royaume-Uni**

Station	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
A1	8,32	16,89	38,16	4,37	0,46	0,41	8,01	0,43
A2	2,96	5,74	14,89	1,96	0,35	0,63	2,46	0,89
A3	2,07	7,77	20,65	1,51	0,25	0,39	4,46	0,43
A4	1,95	4,58	14,37	1,33	0,26	0,34	4,29	1,01
Témoïn	0,28	0,88	0,44	0,98	0,16	0,61	0,64	0,84

Pour l'US EPA, les indices de risque (IR) s'expriment pour une entité cible et par agent de stress. Par exemple, la Perdrix grise exprime un IR de 1,89 pour le plomb, 1,12 pour le zinc et 2,27 pour le cadmium. Pour le Faisan, seul un risque est exprimé pour le plomb. Ainsi, l'analyse des indices de risque peut être assez précise et *in fine* conduire à des objectifs de gestion protégeant des espèces sensibles ou à valeur patrimoniale.

Pour l'ERA UK, un risque global pour l'écosystème est exprimé. Il permet de conclure, sur la base du calcul de risque, que le cadmium est l'agent de stress le plus susceptible d'induire des effets néfastes pour l'écosystème en présence, puis le zinc, le plomb, le mercure, l'arsenic et le nickel pour la station A1. Cette classification des agents de stress est assez proche de ce qui est classiquement attendu sur ce site d'étude (prévalence du plomb, zinc cadmium).

Selon la méthodologie de l'US EPA, si le nombre d'entités cibles exprimant un IR > 1 pour un agent de stress est considéré, le plomb est l'agent de stress susceptible d'induire le plus d'effet néfaste (10 entités cibles présentant un IR >1), suivi du Cd (8), du zinc (7), de l'arsenic (3), du mercure (1) et du cuivre (1). Le cuivre est un agent de stress vis-à-vis du Campagnol agreste, ce qui diffère des résultats obtenus avec la méthodologie UK. En ce qui concerne le mercure, les IR exprimés sont importants mais ne peuvent être calculés pour les entités cibles supérieures. Il est difficile de conclure vis-à-vis de cet élément dans ce cas. Par contre, la méthodologie UK le considère à part entière comme un agent de stress avéré.

**Tableau 76 :** Synthèses des différences concernant les indices de risque et les agents de stress entre les méthodologies appliquées

Méthodologie du Royaume-Uni	Méthodologies de l'US EPA et du CEAEQ
Les IR sont calculés par agents de stress (un IR par agent et par station) = risque global par station	Les IR sont calculés par entité cible (un IR par entité cible, par agent, par station)
Les IR ne prennent pas en considération l'exposition des entités cibles	Les IR prennent en considération l'exposition des entités cibles
Le cadmium exprime le plus grand IR	Le mercure exprime le plus IR Le plomb touche le plus d'entités cibles

Le cuivre est considéré comme étant un agent de stress susceptibles d'induire un risque

Le cuivre est considéré comme étant un agent de stress susceptibles d'induire un risque

La méthodologie de l'ERA UK conduit au calcul d'un risque global par agent. Cela interroge, pour les autres méthodologies, sur l'addition des risques induits par un agent pour l'ensemble des cibles retenues (ce risque global est-il comparable à la somme des risques calculés dans le cadre de l'ÉRé US EPA ?).

De manière générale, l'addition des indices de risques conduit à une somme plus élevée que les quotients de risque de l'ERA UK. À titre d'exemple, l'addition des indices de risque pour les entités cibles de la station A1 vis-à-vis du cadmium conclut à un indice de risque global de 74,22, en ne considérant que les IR supérieurs à 1 (tous les IR auraient pu être additionnés). Le quotient de risque pour le cadmium est égal à 38,16 sur A1, selon la méthodologie du Royaume-Uni. Les proportions ne sont pas les mêmes, y compris si seule l'entité cible la plus touchée est considérée (IR = 55,75 pour le Campagnol agreste).

*A priori*, ce résultat est difficile à expliquer, d'autant plus que l'addition ne prend en compte que les entités cibles sélectionnées, c'est-à-dire quelques espèces parmi les espèces de la biocénose. Des hypothèses peuvent être avancées comme l'intégration par l'IR calculé de la capacité de résilience des écosystèmes (résistance au changement et retour à l'équilibre) mais ce point ne peut être argumenté sur la base des résultats obtenus.

Une importante différence entre les méthodologies comparées concerne les entités cibles. *A priori* pour la méthodologie du Royaume-Uni, il n'est pas possible de citer les entités cibles impactées sur la base du quotient de risque.

Pour la méthodologie américaine, si le cas du cadmium de la station A1 sert d'exemple, les entités cibles sont les végétaux, les oiseaux herbivores et deux espèces omnivores ainsi que le Campagnol agreste (mammifère herbivore). Lors de l'ERA UK, à la suite des calculs de risque, les phases suivantes (niveaux 2 et 3) ont permis d'établir les liens entre les résultats des quotients de risque et les atteintes constatées sur la biocénose. Les résultats ont démontré que les groupes biologiques susceptibles d'être atteints par les agents de stress en présence étaient les champignons et la macrofaune du sol. Cette ÉRé a permis de conclure également que la flore, les oiseaux, les mammifères des stations étaient peu influencés par les agents de



stress et que la composition de ces groupes biologiques était dépendante d'autres facteurs biotiques (structure de l'écosystème) et abiotique (clarté). Cette conclusion démontre que même si le risque n'est pas calculé par cible, cela n'empêche en rien une conclusion de l'étude orientant la gestion vers des groupes biologiques spécifiques.

La comparaison de ces résultats souligne, à l'instar du constat fait pour les calculs de risque et pour les agents de stress (Tableau 4), que les entités cibles visées par les deux éRé ne sont absolument pas les mêmes. Il est alors possible de conclure que les différences méthodologiques mises en évidence lors du chapitre 1 se traduisent en différence vis-à-vis des résultats produits par les éRé. Naturellement, cette conclusion soulève de nombreux questionnements vis-à-vis de la méthodologie à choisir pour avoir les réponses les plus justes en termes de risque pour l'écosystème.

Ainsi, pour aller plus loin, le tableau 77 reprend les résultats importants pour chaque méthodologie en différenciant les arguments pouvant conduire au choix d'une des méthodologies.

**Tableau 77** : Synthèse des caractéristiques spécifique des méthodologies influençant les résultats obtenus

<b>Méthodologie du Royaume-Uni</b>	<b>Méthodologies de l'US EPA et du CEAEQ</b>
L'IR n'intègre pas l'exposition	L'IR intègre l'exposition.
L'IR n'est pas influencé par la biocénose de l'écosystème étudié	L'IR est précis (par entité cible) Le calcul de l'IR est entaché d'incertitudes.
Est utilisé pour le screening des agents de stress	
Considère des niveaux « observables » de l'écosystème (macroscopique)	Intègrent l'ensemble des niveaux d'organisation de l'écosystème (les effets néfastes peuvent être nucléaires ou populationnels)
Les impacts sont constatés Les liens entre atteintes écologiques et agents de stress sont validés	Expriment la probabilité d'apparition d'effets néfastes à plus ou moins long terme
La qualité des résultats est très corrélée à l'effort de recherche	
Correspond à l'approche rétrospective de l'éRé	Correspond à l'approche prospective de l'éRé
Traduit la toxicité des agents de stress vis-à-vis des organismes, considère principalement une exposition directe aux polluants	Prend en compte les relations entre espèces pour estimer le risque (notamment les relations trophiques)

Les conclusions de l'US EPA sont basées sur les indices de risque incluant l'exposition, ils apportent donc des informations plus précises vis-à-vis des entités cibles même si leur fiabilité reste à améliorer. En ce qui concerne le Royaume-Uni, l'indice de risque n'est pas

dépendant de la biocénose en place, il peut être le même que le site étudié soit une forêt ou une prairie. Néanmoins, il est essentiellement utilisé pour la sélection des agents de stress.

L'éRé menée sur la base de la méthodologie du Royaume-Uni s'attache principalement à caractériser le risque, c'est-à-dire à interpréter les résultats de quotients de risque obtenus puis à étudier le lien entre ces résultats et l'écosystème réel en place. À ce titre, les inventaires de terrain, l'utilisation d'un témoin et les critères de causalité de Hill sont de puissants outils pour démontrer ces liens. Ils donnent, en effet, beaucoup de crédibilité aux résultats exprimés. Ces résultats portent sur des atteintes observées. L'éRé, selon cette méthodologie, permet de constater les conséquences des activités passées ou en cours, ce qui correspond à une approche rétrospective de l'éRé (établissement du lien entre des conséquences observées et des causes antérieures).

Le constat vaut principalement à l'échelle de l'individu, de l'espèce ou de la population. Cela présente l'avantage de considérer plusieurs niveaux d'organisation. Par contre, cela s'adresse par définition principalement à des changements observables. Sans que l'utilisation de biomarqueurs soit proscrite, les perturbations cellulaires ou nucléaires sont moins facilement considérées. De plus, sachant que l'on ne trouve que ce que l'on cherche, les résultats produits sont fortement corrélés à l'effort de recherche (si l'investissement de l'évaluateur et/ou du gestionnaire est faible, la qualité de l'étude s'en ressent).

Pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, le calcul de risque semble plus prospectif. L'indice de risque, par définition, représente dans ce cadre une probabilité d'apparition d'effet néfaste (sous-entendu à plus ou moins long terme). Il est également nécessaire d'observer si les entités cibles encourent un risque à la suite d'une exposition alimentaire, c'est-à-dire une exposition indirecte et par conséquent des effets subvenant à plus long terme. Cette méthodologie prend donc en compte les relations (trophiques) entre espèces. Pour le Royaume-Uni, il semble que les atteintes soient plus directes suite à l'exposition des organismes aux polluants (toxicité des métaux vis-à-vis de la faune du sol et disparition des champignons). Les liens de consommation ou d'interactions entre espèces ne sont pas visibles lors de l'expression des résultats (cette méthodologie en est-elle capable ?).

Enfin, l'US EPA est plus capable d'inclure des perturbations à différents niveaux d'organisation car elle inclut tous les effets (les effets néfastes peuvent être des perturbations biochimiques).

En résumé, les résultats des éRé sont différents mais très complémentaires, en fonction de la méthodologie appliquée car ils ne traduisent pas les mêmes informations. La méthodologie développée par le Royaume-Uni est rétrospective, les impacts sont constatés et des facteurs confondants (impactants sur la biocénose mais non liés aux agents de stress) peuvent être isolés (comme le manque de lumière sur A2). Les méthodologies de l'US EPA et du CEAEQ sont plus prospectives, elles intègrent des interactions entre espèces, notamment les interactions alimentaires et conduisent à un indice de risque plus précis mais moins fiable.

*In fine*, comme le périmètre d'étude, les témoins, les attendus de l'étude, le choix de la méthodologie est à discuter lors des réunions préliminaires regroupant les évaluateurs et les gestionnaires. Lors de la définition des résultats attendus, les évaluateurs doivent choisir et justifier le choix de la méthodologie à appliquer auprès des gestionnaires. À titre d'exemple, dans le cas du site C, les questions des gestionnaires correspondent plutôt à une approche rétrospective (impacts d'un ancien site industriel sur l'écosystème attendant). Pour les sites A et B, une approche plus prospective peut être développée. Quoi qu'il en soit, la méthodologie idéale intègre probablement ces deux approches (cf. recommandations).

## **VI. DISCUSSION GENERALE**

## **VI.1. L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES PERMET-ELLE DE REPENDRE AUX QUESTIONS DES GESTIONNAIRES ?**

Sur la base des conclusions émises pour chaque site lors de la partie II concernant l'application des méthodologies d'ÉRÉ aux sites d'étude, il semble effectivement que ces études puissent répondre aux questions des gestionnaires. Il est aussi possible de conclure que les réponses apportées sont d'autant plus précises et informatives

- qu'elles s'appuient sur des études écologiques de terrain ;
- qu'elles sont accompagnées de témoins ou de référent ;
- que la fiabilité des résultats est considérée en minimisant les incertitudes.

Les paragraphes suivants regroupent les informations essentielles et les points de discussion concernant ces trois principes d'application des éRé.

### **VI.1.1. LES ETUDES ECOLOGIQUES**

Ce point a été démontré à de nombreuses reprises dans la présente étude ainsi que dans la thèse attenante. Pour le Royaume-Uni, la méthodologie en elle-même (niveau 2 : constat d'atteintes écologiques) mais aussi le recueil de retour d'expérience, publié en 2008 sont sans équivoque sur la nécessité d'obtenir des informations écologiques et spécifiques du site d'étude et du témoin.

En ce qui concerne les autres méthodologies, le recours à l'écologie n'est pas autant prononcé. En outre, le calcul de risque est possible sans donnée écologique spécifique. Néanmoins, nous avons vu au cours de cette étude que, contrairement à ce que nous pensions en premier lieu, l'objectif des éRé n'est pas le calcul de risque en lui-même mais son interprétation car elle produit des résultats plus aboutis, répondant plus précisément aux attentes des gestionnaires. Or, cette interprétation se nourrit des observations de terrain, pour une meilleure significativité écologique. À titre d'illustration, le milieu aquatique du site B a fait l'objet d'une caractérisation physico-chimique et écotoxicologique. La caractérisation écologique a été plus limitée (flore, inventaire des batraciens, mais pas des peuplements d'invertébrés), ce qui nous a limité dans l'interprétation qui pouvait être faite des résultats obtenus à la suite des éRé pour ce milieu.

Enfin, si l'absence des études écologiques peut limiter l'interprétation des risques, leur réalisation apporte des résultats complémentaires à l'éRé. Elles permettent, par exemple, de répondre à la question du gestionnaire du site B portant sur les aménagements recommandés pour un usage du site en futur parc urbain. D'une autre manière, pour le site A, l'éRé conclut à des indices de risque supérieurs sur la plantation que sur la friche pour l'avifaune. Ce résultat seul conduit à recommander l'arrêt de la politique de plantation sur le site A dans un objectif de protection de l'avifaune. Les études écologiques indiquent cependant que la biodiversité avifaunistique est plus importante pour la plantation que pour la friche. Ces résultats invitent à une prise en considération approfondie de la gestion de ces stations.

Enfin, il a été démontré à plusieurs reprises que, pour les éRé, le niveau d'intégration de la biocénose le plus pertinent est le niveau de l'espèce. Pour les études écologiques, le niveau apportant le plus d'informations semble être celui du peuplement (phytosociologie, macrofaune, structure de l'avifaune, ou encore indices biologiques pour le milieu aquatique). Ceci illustre la complémentarité des éRé et des études écologiques.

#### **VI.1.2. DE LA NECESSITE DU TEMOIN**

Concernant la méthodologie du Royaume-Uni, le témoin est préconisé. C'est un témoin dit spatial défini comme étant le plus comparable possible au site étudié mais non pollué. Après avoir appliqué cette méthodologie, il s'avère qu'il a été indispensable à la validation des hypothèses d'atteintes écologiques. En généralisant, son rôle est d'autant plus essentiel que le dispositif expérimental n'intègre pas plusieurs stations présentant un gradient de contamination (site contaminé vs témoin). Ce témoin joue un rôle fondamental dans la mise en évidence des effets des agents de stress et, de fait, dans l'expression de la significativité du risque (il établit le lien entre les atteintes de l'écosystème et l'indice de risque). Sans participer au calcul, il intervient dans la caractérisation du risque.

Le témoin temporel participe grandement à la caractérisation de l'écosystème. Actuellement, il est assez rare d'avoir ce témoin historique. Cependant les politiques récentes de protection des populations et des milieux poussent au recueil de données environnementales (étude d'impact par exemple) qui, sous réserve de leur qualité, pourraient à l'avenir servir de témoin temporel.

Il semble également qu'un témoin ne soit pas forcément non pollué. Les éRé peuvent prendre en considération des référents, choisis, au cas par cas, en fonction de la problématique du site étudié afin de compléter les résultats fournis par l'éRé. Ce référent est un site pour lequel le calcul de risque est possible (à ce titre, il peut aussi être appelé témoin « indice de risque »). De fait, il ne peut être considéré que dans les méthodologies prenant en compte l'exposition et calculant une DJE par entité cible. Il permet de hiérarchiser le risque en fonction des usages des sites étudiés.

Pour conclure, il est possible (techniquement) de ne pas intégrer de témoin lors des éRé. Cela traduit un risque global de l'écosystème. À l'inverse, le témoin non pollué contribue à cibler l'impact d'un agent de stress identifié. De fait, les témoins non pollués s'intègrent à une approche plus rétrospective de l'éRé (impact de l'activité passée) tandis que les référents permettent d'être plus prospectifs (Quel usage choisir pour mon site à l'avenir ?).

De par leur contribution à la caractérisation des écosystèmes, à la caractérisation des risques et à leur influence potentielle sur la gestion des sites, il semble nécessaire de rendre plus visible la prise en compte des témoins dans les différents guides méthodologiques.

### **VI.1.3. REDUIRE LES INCERTITUDES**

Les incertitudes sont nombreuses et interviennent à toutes les phases de l'éRé. Dans le paragraphe suivant les principales sources d'incertitudes sont listées.

#### **VI.1.3.1. Caractérisation des sources et des dangers**

- incertitudes liées au plan d'échantillonnage et d'analyse ;
- incertitudes liées à l'identification des sources ;
- difficulté de caractérisation des facteurs biotiques et de leur influence ;
- incertitudes liées aux choix des substances à retenir (doit-on retenir la fraction totale ou biodisponible ? Doit-on retenir systématiquement la valeur maximale par application du principe de précaution ou au contraire considérer la valeur moyenne ? Le choix de considérer le FPGC comme valeur seuil est-il opportun ?).

### **VI.1.3.2. Caractérisation de l'écosystème**

- prise en compte des végétaux, des invertébrés du sol comme groupes biologiques dans leur intégralité ;
- pas d'inventaire de certains groupes, pas de spécialiste pour l'identification de certains groupes ;
- variabilités des peuplements (si saisons pluvieuses, peu d'insectes volants) ;
- incertitudes liées à l'effort d'échantillonnage, à l'efficacité d'échantillonnage ;
- remplacement des espèces par des espèces proches ;
- les tests écotoxicologiques ne sont pas réalisés sur des espèces représentatives et spécifiques des sites, d'où une difficulté d'extrapolation ;
- méconnaissances des modes de vie des espèces ;
- méconnaissances du régime alimentaire des espèces ;
- interactions entre espèces difficiles à établir ;
- compétition pour la ressource difficile à mesurer ;
- difficulté à prendre en compte la dynamique évolutive de l'écosystème.

### **VI.1.3.3. Caractérisation de l'exposition**

- modélisation incomplète et simplifiée ;
- incertitudes liées à la quantification, extrapolation des transferts ;
- incertitudes liées au niveau de contamination de la ressource alimentaire ;
- incertitudes liées au niveau d'exposition des premiers maillons de la chaîne alimentaire (biodisponibilité, accumulation) ;
- nombreuses voies d'exposition non considérées ;
- manque de connaissances sur le taux d'humidité des aliments, sur l'ingestion d'eau ;
- manque de connaissances sur la variabilité du régime alimentaire en fonction des saisons ;
- non-prise en considération des différences mâle/femelle ;
- non-prise en considération des différences juvénile/adulte.

### **VI.1.3.4. Caractérisation des risques**

- les VTR n'existent ni pour toutes les substances ni pour toutes les cibles ;
- non-prise en compte de la tolérance des espèces ;



- non-prise en compte de la plasticité des espèces ;
- non-prise en compte de la capacité de résilience de l'écosystème.

Ce constat présente le calcul de risque comme étant d'une fiabilité relative et invite à essayer de réduire ces incertitudes. À ce titre, la méthodologie du CEAEQ est celle qui propose le plus d'outils et presse l'évaluateur tout au long de l'étude à constamment s'interroger sur les moyens à mettre en place en vue d'augmenter la fiabilité du calcul de risque.

Devant l'ampleur des sources d'incertitudes, il semble opportun d'identifier les incertitudes entamant le plus la robustesse de l'indice de risque. Comme évoqué à de nombreuses reprises, le fait de devoir considérer des groupes biologiques sans plus de précision est dommageable. En effet, sur le site A, la macrofaune du sol semble être le groupe le plus sensible à la pollution. Il serait donc profitable de pouvoir approfondir l'évaluation des risques pour cette partie de la biocénose. L'impact des contaminants sur la faune du sol et sur la fonction de décomposition de la matière organique a déjà été démontré (Grêle *et al.*, 1998 ; Ponge *et al.*, 2009 ; Descamps *et al.*, 2009). Ce dysfonctionnement implique que les éléments nutritifs ne soient plus recyclés correctement, cela entraîne également le maintien de la biomasse non décomposée et souvent contaminée en surface. Devant l'importance de ce phénomène écologique (perturbation de la biocénose et implication sur le biotope), une étude approfondie de la macrofaune du sol, menée en partenariat avec le Dr. Ruiz de l'IRD de Bondy, est en cours et a pour objectif de valider un indice biologique de la qualité des sols (IBQS) sur sols contaminés. Concernant les végétaux, même si trois strates sont distinguées au niveau du schéma conceptuel, le calcul de risque est mené pour le règne dans son intégralité. Or, les végétaux supérieurs terrestres accumulent de manières différentes comme l'illustre le tableau suivant.

**Tableau 78: teneurs en plomb mesurées dans les parties végétatives de plantes herbacées, dans les feuilles des arbres et arbustes et dans les champignons collectés sur A1 (mg.kg<sup>-1</sup> MS)**

Herbacées		Arbres et arbustes		Champignons	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1,71	<i>Fraxinus excelsior</i>	15,60	<i>Hebeloma mesophaeum</i>	242
<i>Eupatorium cannabinum</i>	16,4	<i>Alnus glutinosa</i>	9,22	<i>Scleroderma sp.</i>	240
<i>Urtica dioica</i>	5,09	<i>Cornus sanguinea</i>	10,20	<i>Coprinus atramentarius</i>	79,80
<i>Symphytum officinale</i>	6,25	<i>Quercus robur</i>	4,61		
<i>Pulicaria dysenterica</i>	7,64				

Considérer une moyenne n'est pas correcte et peut induire, sur la base de notre exemple, une variabilité d'un facteur 140 si l'accumulation d'un champignon (242 mg.kg<sup>-1</sup>) est considérée plutôt que celle du Fromental (1,71 mg.kg<sup>-1</sup>). Il en est de même pour les végétaux aquatiques. De plus, ces deux groupes biologiques constituent le maillon d'entrée de la chaîne alimentaire. De fait, les imprécisions réalisées à ce niveau sont répercutées dans les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire. À ce titre, les concentrations modélisées (dans notre étude, grâce au logiciel Terrasys®) ou calculées grâce aux facteurs de bioaccumulation pour chaque agent de stress sont, la plupart du temps, inférieures aux concentrations mesurées dans les végétaux. Ainsi, en reprenant notre exemple, la flore est considérée comme accumulant 3,28 mg.kg<sup>-1</sup> de plomb sur la station A1. Cette teneur est considérée comme étant celle ingérée par les herbivores et est intégrée dans le calcul de leur exposition alimentaire. Notons toutefois qu'à l'exception du Fromental (*A. elatius*) les mesures de bioaccumulation démontrent que toutes les espèces accumulent plus que la valeur modélisée.

En résumé, sur la base des connaissances actuelles, la précision du calcul de risque peut être augmentée par la réduction des incertitudes. Cela peut être réalisé assez simplement en systématisant par exemple les mesures de bioaccumulation et en considérant des espèces plutôt que des groupes biologiques à l'échelle du règne. De manière globale, cela contribuerait à augmenter la fiabilité et, *a fortiori*, la sensibilité des éRé.

Toutefois, toutes les sources d'incertitudes ne peuvent être réduites à court terme. À titre d'exemple, d'importants travaux de recherche portant sur la genèse et la validation des VTR restent à être menés. De plus, l'importance de certaines sources d'incertitudes est encore mal estimée. À titre d'exemple, la réalisation des éRé sur le site B en intégrant l'ingestion d'eau contaminée montre que cette voie d'exposition induit des risques plus importants que par ingestion de nourriture. De manière globale, l'éviction d'une voie (contact dermique, ingestion de sols, inhalation...) pourrait fortement influencer le calcul de risque, même si à ce jour peu d'attention y est prêtée. De fait, il semble nécessaire de mener une réflexion sur l'appréhension du risque pour les écosystèmes.

## VI.2. LE RISQUE POUR LES ECOSYSTEMES

Eu égard au point de discussion évoqué précédemment concernant les incertitudes et la fiabilité du calcul de risque, il semble nécessaire de s'interroger sur la robustesse des résultats produits et des informations obtenues. En d'autres termes, les questions soulevées par l'application des méthodologies d'éRé sont : que représentent les indices de risque ? Quelle est leur significativité ? Quelle importance donner à ces valeurs chiffrées ?

### VI.2.1. HIERARCHISATION ET REPRESENTATIVITE DU RISQUE

Il est possible de supposer qu'étant donné l'application du principe de précaution (choix de maximisation du risque) le calcul de risque permet *a minima* de considérer les entités cibles ne générant pas d'indice de risque supérieur à 1 comme n'étant pas à protéger prioritairement. En plus des réponses apportées par l'éRé en termes de risque acceptable ou non, l'amplitude du risque calculé est également informative. Par exemple, pour l'éRé USEPA du site A, les indices de risque calculés (non acceptables) sont compris entre 1 et 56 (56 pour le cadmium chez le Campagnol agreste). Ces résultats doivent en toute logique conduire à la mise en place de mesures de gestion visant, en premier lieu, les entités cibles encourant le plus de risque (en accord avec l'ensemble des paramètres de gestion). Ainsi, même si la valeur absolue du calcul de risque est peu significative en elle-même, elle permet une hiérarchisation du risque.

Cette hiérarchisation du risque peut, à l'instar des seuils d'action utilisés dans les premiers diagnostics « sols » et également comme les classes définies pour le risque sanitaire dans les EQRS, être décliné en classe menant à des actions de gestion. Ainsi, l'éRé répondrait d'autant mieux à ses objectifs d'outils d'aide à la décision. Pour illustrer ce point, sur la base du retour d'expérience des éRé appliquées au site A, six classes d'actions ont été proposées, comme indiqué dans le tableau 79.

**Tableau 79** : Proposition de classes d'action pour le site A en fonction des IR calculés

Catégorie	Indice de risque	Mesures à mettre en place
Catégorie 1	1 à 5	Poursuite de l'étude avec révision des calculs, diminution des incertitudes.
Catégorie 2	5 à 10	Poursuite de l'étude avec réalisation de nouvelles mesures.
Catégorie 3	10 à 50	Surveillance
Catégorie 4	50 à 100	Surveillance et mesures de gestion
Catégorie 5	100 à 500	Mesures de réduction de la contamination
Catégorie 6	500 à 1000	Mesures immédiates de réduction de la contamination

Cependant, l'application de la méthodologie d'ÉRÉ (US EPA) sur le site B a généré des indices de risque calculés compris entre 1 et plus de 10 000. Ces résultats amènent à s'interroger sur la prise en considération des bornes des classes de risque. En effet, dans le cas du site B, les entités cibles dont l'IR est égale à 200 ne sont pas celles vers lesquelles les mesures de gestion se tournent prioritairement, contrairement au site A pour lesquelles l'indice de risque est le plus grand. Ainsi, sans remettre en cause le principe de considération des classes de risque et de décision de gestion attenantes, des travaux de recherche et, surtout, des retours d'expérience sont nécessaires à la définition des bornes de ces classes.

De manière globale, ce dernier point de discussion soulève la problématique, fréquente dans de nombreux domaines scientifiques, de la représentativité des résultats chiffrés produits (Que représente le risque calculé ? Quelles atteintes écologiques s'expriment lorsque l'IR est de 5 ?). Le guide US EPA précise que les éRé sont développées dans un contexte de gestion du risque afin d'estimer les changements intolérables induits par l'activité humaine. Est-ce qu'un indice de risque supérieur à 1 conduit à des changements intolérables de l'écosystème ? La réponse à ces questions reste délicate dans la mesure où elle nécessite d'intégrer les notions de tolérance et d'adaptation des espèces.

Néanmoins, en première intention, il est possible de considérer la pertinence et/ou la valeur écologique de l'espèce impactée (Est-ce que la disparition d'un ragondin est intolérable ? Est-ce que, pour un indice de risque égal à 5, la disparition d'un étourneau est aussi intolérable que celle d'un Aigle royal ?). D'autre part, la méthodologie développée par le Royaume-Uni contribue également à répondre partiellement à ces questions. En effet, pour la station A1 par exemple, des indices de risque compris entre 4,37 pour l'arsenic et 38 pour le cadmium conduisent à la disparition « intolérable » des champignons sur cette parcelle. De plus, cette méthodologie intègre bien les différentes sensibilités des groupes d'espèces puisque les végétaux en place par exemple ne semblent pas (ou plus) impactés.

Ainsi, si le principe de la hiérarchisation des risques est conservé, il est dans ce cas sans doute intéressant de favoriser, dans un premier temps, des calculs de risque réalisés en amont, suivis de leur interprétation par la caractérisation de l'écosystème étudié. Une telle approche permettrait à terme une meilleure interprétation de la significativité du risque. Puis, en fonction de la catégorie de risque et des atteintes observées, l'évaluateur pourrait développer

un calcul de risque plus précis pour les entités cibles impactées en considérant leur exposition. Cela contribuerait à maintenir le principe de la hiérarchisation du risque et la prise en considération de cibles pour lesquelles la probabilité d'apparition d'effets néfastes (à plus long terme) est envisageable.

### **VI.2.2. ADDITIVITE DU RISQUE**

Pour mémoire, dans la méthodologie du Royaume-Uni, les agents de stress sont retenus s'ils dépassent les SSV, c'est-à-dire les valeurs en deçà desquelles la biocénose en présence n'encourt pas de risque. Pour les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, les concentrations en agents de stress mesurées dans les sols sont comparées au FPGC, c'est-à-dire aux teneurs trouvées en moyenne dans les sols des régions d'étude en fonction du matériel parental. Ainsi, dès qu'une concentration mesurée est supérieure au FPGC, on ne peut exclure que le site d'étude ait subi un événement de pollution. Les deux niveaux de sélection des agents de stress ne sont donc pas les mêmes, l'un porte sur le risque de la biocénose, l'autre sur la contamination du biotope. Ces constats permettent de s'interroger sur la sélection des agents de stress. Or,

- toute sélection engendre le risque de ne pas retenir un agent de stress provoquant des perturbations de l'écosystème ;
- considérer une valeur protégeant tous les groupes biologiques exposés aux contaminants dans les sols pose la question de sa représentativité puisque leur réponse à la toxicité des polluants peut être très différente. De plus, l'obtention et la validation de ces seuils d'effets soulèvent généralement plus d'interrogations que de valeurs de contamination des milieux ;
- ne pas retenir des agents de stress ne générant pas d'effets exclut aussi la prise en compte de l'exposition chronique à de faibles doses ;
- des effets synergiques entre polluants sont également à envisager.

Ainsi, il semble préférable de recommander de peu sélectionner les substances, d'autant plus que l'ÉRÉ permet de prendre en considération la réponse de la biocénose à son biotope dans la globalité (écosystème = interaction biocénose/biotope).

En lien direct avec ce questionnement, l'additivité des risques encourus pour les écosystèmes n'est évoquée dans aucune des méthodologies. Pourtant, les cibles sont en général exposées à l'ensemble des polluants. Il est donc possible de proposer que le risque encouru par une entité cible soit la somme des risques induits par l'ensemble des agents de stress, y compris ceux dont l'indice de risque n'est pas supérieur à 1.

Pour appuyer cette réflexion, nous pouvons reprendre, à titre d'exemple, les indices de risque (IR) calculés pour les entités cibles herbivores et omnivores de la station A1 selon la méthodologie de l'US EPA dont un rappel des valeurs est proposé dans le tableau suivant.

	Pb	Zn	Cd	Cu	As	Ni
<b>Herbivores</b>						
<i>Perdix perdix</i>	1,89	1,12	2,70	0,20	0,047	0,022
<i>Phasianus colchicus</i>	1,67	1,00	2,42	0,15	0,041	0,016
<i>Microtus agrestis</i>	11,21	11,70	55,75	1,57	14,000	2,998
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	0,11	0,09	0,37	0,02	0,199	0,041
<b>Omnivores</b>						
<i>Erithacus rubecula</i>	0,91	0,26	0,34	0,06	3,82E <sup>-03</sup>	1,35E <sup>-03</sup>
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4,63	1,3	1,71	0,29	1,93E <sup>-02</sup>	6,74E <sup>-03</sup>
<i>Anthus trivialis</i>	3,68	1,03	1,36	0,23	1,53E <sup>-02</sup>	5,35E <sup>-03</sup>
<i>Cuculus canorus</i>	1,83	0,51	0,68	0,11	7,63E <sup>-03</sup>	2,66E <sup>-03</sup>
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0,19	0,18	0,75	0,02	4,77E <sup>-03</sup>	3,16E <sup>-04</sup>

Si l'additivité des risques est pratiquée, la somme des IR pour le Lapin (*Oryctolagus cuniculus*) est toujours inférieure à 1, ce qui n'est pas le cas du Rouge-gorge (*Erithacus rubecula*) ou du Mulot (*Apodemus sylvaticus*). Ce genre de résultat amène à s'interroger sur la significativité de la valeur « 1 » comme seuil de référence pour l'additivité des risques. En santé humaine, l'additivité des risques peut être pratiquée lorsque les quotients de danger sont compris entre 0,2 et 5 ou lorsque l'excès de risque unitaire est compris entre 10<sup>-6</sup> et 10<sup>-4</sup>. Ainsi, dans l'optique d'un rapprochement entre évaluation des risques sanitaires et environnementaux, l'additivité des risques devra donc nécessairement être considérée. En attendant une réflexion plus approfondie (perspective de recherche) sur le sujet, il est toutefois envisageable d'utiliser l'addition des risques pour hiérarchiser les actions de gestion en fonction des entités cibles les plus atteintes (c'est-à-dire les entités cibles dont la somme des risques est la plus élevée).

## **VII. RECOMMANDATIONS**

## VII.1. RECOMMANDATIONS TECHNIQUES

Ce paragraphe a pour objectif de rassembler les recommandations d'ordre technique. Il s'adresse directement aux évaluateurs en suggérant quelques conseils, non renseignés dans les guides, visant soit à améliorer la qualité des résultats produits, soit à faciliter la réalisation des éRé.

### VII.1.1. PHASE INITIALE

De manière globale, les méthodologies progressives permettent l'arrêt de l'éRé si les premières étapes semblent ne pas conduire à un risque pour l'écosystème (gain de temps et de moyens humains et financiers). Cela oriente le choix méthodologique vers ce type de méthodologie si le site est peu connu.

Pour déterminer la zone d'étude des écosystèmes aquatiques, la réalisation du test à la rhodamine est peu onéreuse et peu technique. Elle nécessite une autorisation fournie par les autorités compétentes (Services de la navigation par exemple) et des observateurs situés à des postes stratégiques d'observation. Le fait de disposer d'une embarcation mobile sur les cours d'eau à grand gabarit est sans conteste un avantage.

La partie III justifie et démontre clairement les avantages et bénéfices à considérer dans le cadre des éRé des témoins dont la nature est à définir en fonction des objectifs de l'étude.

Pour les éRé menées sur le site A, le fait de disposer de stations présentant un gradient de pollution a largement contribué à établir le lien entre les atteintes constatées, les risques et les agents de stress. *A contrario*, le fait de ne considérer qu'une source pour les sols sur le site B a, sans doute, limité l'interprétation des indices de risque. De fait, lorsque cela est possible, même sur un site unique, il est préférable de définir plusieurs zones. Elles seront, par la suite, plus facilement comparables entre elles et permettront une interprétation des indices de risque plus approfondie. De plus, s'il existe une zone sur laquelle les contaminations sont limitées, elle pourra, si aucun meilleur site n'est trouvé, être considérée comme le témoin non contaminé (qui est en général difficile à trouver).



### VII.1.2. CARACTERISATION DE L'ECOSYSTEME

La réalisation des inventaires de terrain est essentielle. Considérant l'écosystème aquatique, la réalisation d'inventaires de terrain pour l'obtention des différents indices (IPR, IBMR) et de la connaissance de la rypisylve est courante et systématique. Il semble que cela soit moins le cas pour les écosystèmes terrestres. Pourtant, cela permet de travailler sur un écosystème représentatif du site d'étude (principe de spécificité) et de choisir des entités cibles parmi les espèces présentes sur le site. De manière pragmatique, lors de ces études au cours desquelles une grande quantité d'informations doit être analysée, le fait de travailler sur des espèces effectivement présentes réduit en général le nombre d'espèces à considérer. À titre d'exemple, pour l'ÉRÉ du site A selon la méthodologie du CEAEQ, 54 espèces potentielles d'oiseaux ont été listées et ont fait l'objet d'un travail de caractérisation. Or, à l'issue des inventaires de terrain, une diversité maximale de 35 espèces a été mesurée (station A3).

Enfin et surtout, les inventaires permettent une meilleure compréhension et *a fortiori* une meilleure interprétation des données concernant l'écosystème, ce qui incrémente la représentativité du risque.

Des critères de sélection des entités cibles ont été établis par les méthodologies. Ces critères restent généraux et conduisent parfois à avoir une liste conséquente d'espèces à étudier. De fait, deux critères de sélection supplémentaires peuvent être ajoutés :

- le caractère de spécialiste ou de généraliste des espèces. Il est, en effet, préférable de sélectionner les espèces spécialistes plus inféodées au milieu étudié et plus représentatives qu'une espèce ubiquiste, s'adaptant à tous les milieux et à leurs changements ;
- le régime alimentaire, qui est un paramètre important des ÉRÉ puisque les relations inter-espèces quantifiées sont presque exclusivement d'origine alimentaire.

### VII.1.3. CARACTERISATION DE L'EXPOSITION

Lors du calcul de la DJE, la prise en compte du facteur A/RH permet de mieux rendre compte du niveau d'exposition des espèces à grande mobilité. En effet, lorsque l'aire de vie de l'espèce considérée est petite en comparaison de la taille du site étudié, l'espèce est

majoritairement présente sur le site et ses environs et se nourrit donc préférentiellement sur le site. À l'inverse, si l'aire de vie est grande par rapport au site, il est plus probable que l'espèce étudiée se nourrisse en dehors du site. Ce critère prend donc en compte la mobilité des espèces et pondère l'exposition pour les espèces susceptibles de ne pas s'y nourrir exclusivement. Cela répond partiellement à la question se posant vis-à-vis de la sélection comme entités cibles, d'espèces de grande mobilité ne venant se nourrir sur le site qu'occasionnellement.

En ce qui concerne la réalisation du schéma conceptuel, l'utilisation d'un logiciel n'est pas évoquée dans les guides méthodologiques. Lorsque les écosystèmes en présence sur le site d'étude sont complexes, comme dans le cas du site B, la conception du schéma conceptuel sans soutien informatique devient très vite difficile lors de la mise en place des différentes inter-relations, en plus des problèmes de lisibilité. L'utilisation d'un logiciel comme Terrasys © est donc recommandée pour la représentation des hypothèses de risque. Par contre, il est nécessaire que l'évaluateur reste attentif et critique vis-à-vis des calculs de risque (simplification des transferts, minoration de la bioaccumulation).

Régulièrement au long de l'étude, les avantages induits par la réalisation de mesures de bioaccumulation ont été démontrés. En effet, cela permettrait :

- de ne pas utiliser une concentration moyenne pour l'ensemble du règne lors de l'estimation des concentrations accumulées au sein des espèces étudiées ;
- d'être plus conforme à la réalité et spécifique au site étudié ;
- de corriger les concentrations accumulées modélisées, souvent minorées ;
- de mieux quantifier le transfert des contaminants au sein des chaînes alimentaires ;
- d'augmenter les connaissances vis-à-vis des concentrations induisant des effets toxiques chez les organismes étudiés ;
- de réduire de manière conséquente les incertitudes liées aux premiers maillons des chaînes alimentaires, d'éviter les répercussions aux maillons supérieurs et d'améliorer la sensibilité du calcul de risque ;
- de ne plus se référer uniquement à la fraction biodisponible pour évaluer le transfert sol-plante dans la mesure où cette valeur est peu « bio » spécifique (il s'agit là aussi d'une

moyenne pour toutes les espèces du sol) et soulève encore beaucoup de questions quant à sa mesure et son estimation.

Sur la base de ces arguments, la systématisation des mesures de bioaccumulation est recommandée, d'autant plus que cela correspond également à une tendance en évaluation des risques sanitaires. En effet, pour certains agents, les valeurs biologiques limites (VBL) sont utilisées préférentiellement aux valeurs limites d'exposition (VLE) chez le travailleur. En outre, les protocoles de mesures de bioaccumulation chez les organismes sont maîtrisés et ne constituent pas une limite. Sans conteste, la possibilité de pouvoir recueillir des données spécifiques aux organismes exposés aux milieux (mesures, tests) est un avantage certain de l'écotoxicologie vis-à-vis de la toxicologie qu'il semble opportun d'exploiter pour augmenter les connaissances concernant les espèces.

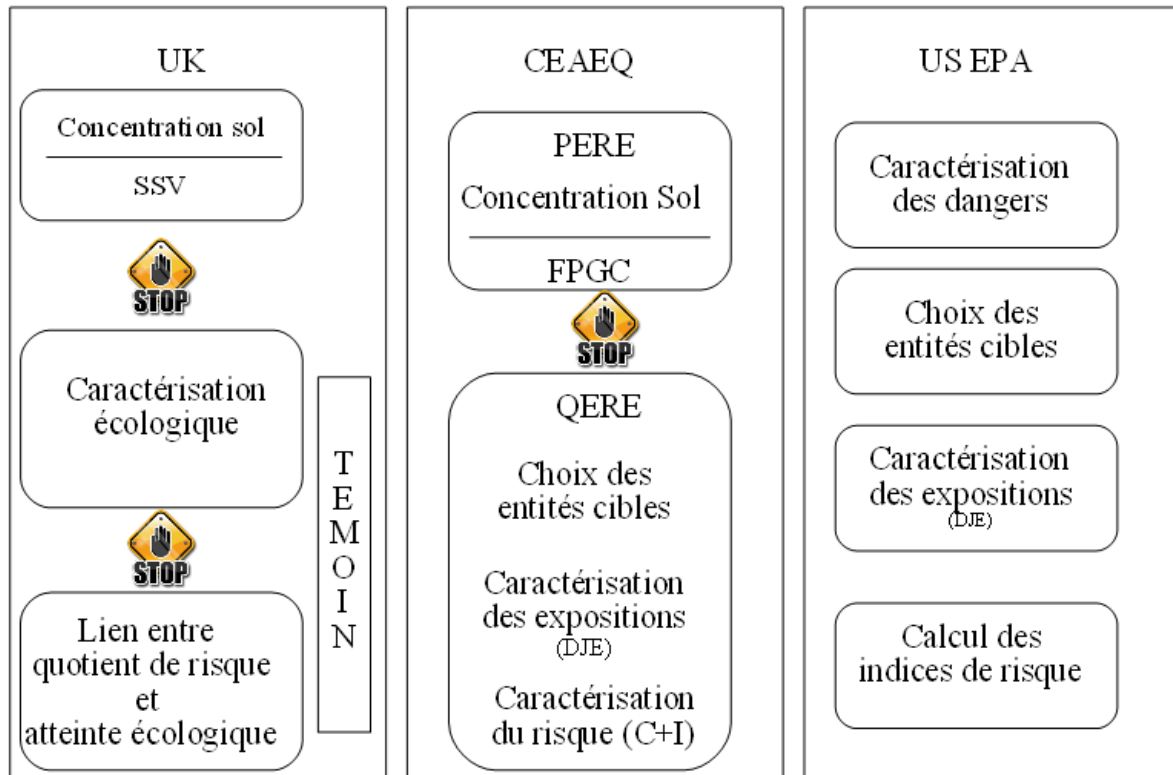
#### **VII.1.4. CARACTERISATION DU RISQUE**

Après la phase de calcul de risque, il est nécessaire de prêter une grande attention à l'interprétation du risque. La méthodologie ERA UK y conduit, ce qui est moins le cas pour les autres méthodologies testées pour lesquelles le calcul de risque demande un investissement important de la part des évaluateurs. Ainsi, peut-être serait-il bon, lors de cette phase de caractérisation du risque, d'analyser de nouveau les hypothèses de risque de manière à les valider ou invalider. De même, après la phase de calcul de risque, la détermination des concentrations à atteindre dans les matrices pour que les indices de risque soient inférieurs à 1 peut être entrepris pour aiguiller le gestionnaire dans ses choix de gestion. Cela permettrait de mesurer l'effort de gestion à entreprendre pour contenir le risque écosystémique.

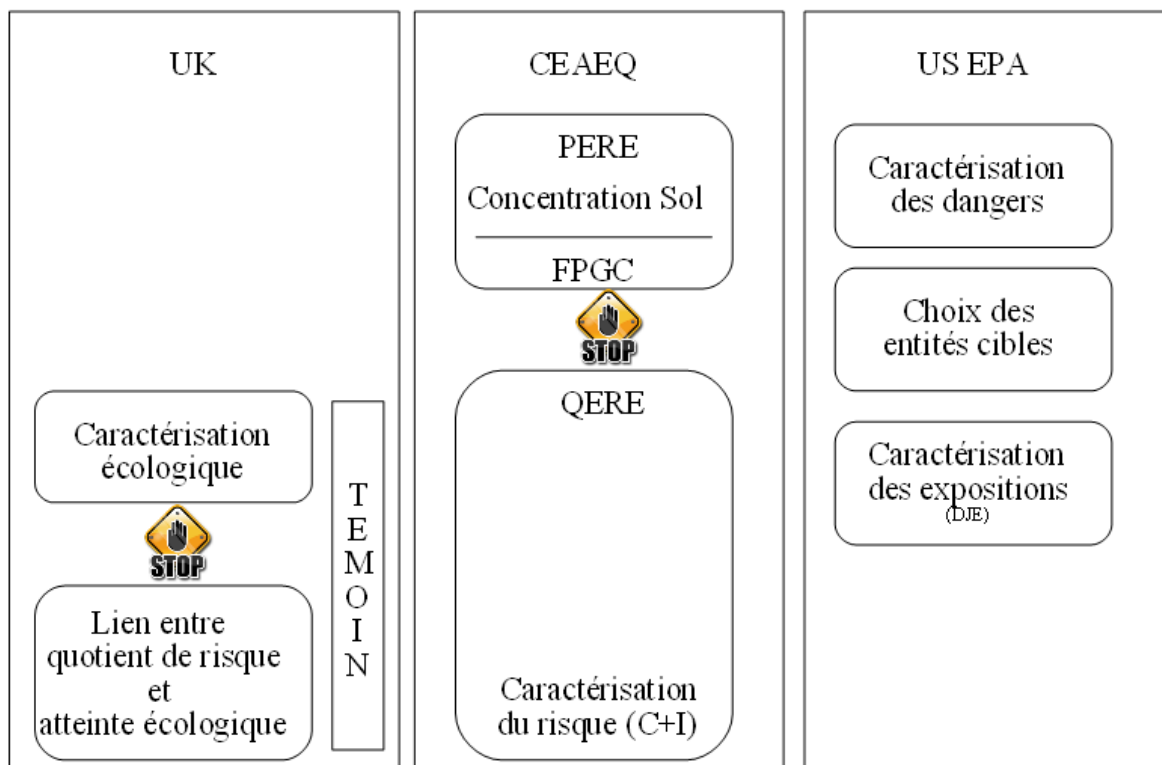
#### **VII.2. RECOMMANDATIONS METHODOLOGIQUES**

Au cours de l'étude, notamment dans la partie IV, il a été évoqué que débiter les éRé par un premier calcul de risque (de screening) permettrait de statuer rapidement sur l'intérêt de poursuivre l'évaluation. Dans l'affirmative, une caractérisation approfondie de l'écosystème augmenterait la significativité de l'indice de risque en traduisant les résultats obtenus en termes d'effets écologiques. Puis, la prise en compte de l'exposition des entités cibles identifiées permettrait la hiérarchisation du risque et la prise en considération de cibles pour lesquelles la probabilité d'apparition d'effets néfastes (à plus long terme) est envisageable.

Bien qu'à ce jour, toutes ces étapes puissent être réalisées, cette méthodologie n'existe pas et doit être bâtie. Ceci est l'objet des paragraphes suivants. Pour ce faire, la figure suivante reprend la schématisation des 3 méthodologies appliquées :



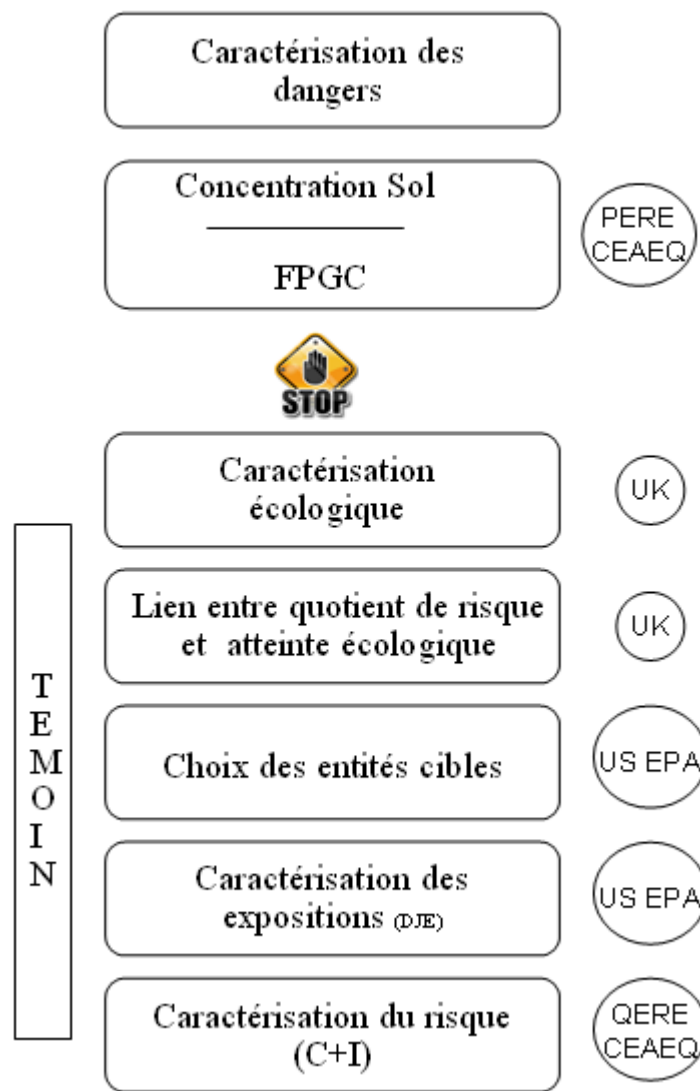
Sur la base de la discussion de la partie IV, la figure 3 souligne les phases clé de chaque méthodologie.



**Figure 35 :** Sélection des étapes principales des méthodologies d'érÉ

Le ratio proposé dans l'érÉ préliminaire du CEAEQ est préféré à celui proposé dans la méthodologie du Royaume-Uni car cela permet de ne pas se baser sur les SSV qui sont peu nombreuses et qui sont plus susceptibles d'éliminer précocement des agents de stress alors qu'il peut être préférable de considérer l'exposition chronique à faible dose (cf. Discussion). De la même façon, la caractérisation des risques proposée par le CEAEQ est préférée à celle de l'US EPA car elle prête plus d'attention à la réduction des incertitudes.

La figure 36 reprend les principales étapes sélectionnées des différentes méthodologies pour proposer une méthodologie « idéale ».



**Figure 36 :** Proposition d'une méthodologie d'évaluation des risques pour les écosystèmes, basée sur les étapes clés des méthodologies testées.

## **VIII. CONCLUSION GENERALE**

Concernant les risques pour les écosystèmes, deux tendances principales se dégagent. L'une, représentée par la méthodologie développée par le Royaume-Uni, évalue le risque global induit par un agent de stress donné et établit le lien avec les atteintes écologiques observées de l'écosystème. Elle présente l'avantage de donner une représentativité à l'indice de risque calculé, en lui attachant une traduction écologique. Ce type d'évaluation, basée sur le constat d'impact, explique les conséquences des activités passées, ce qui correspond à une utilisation rétrospective de l'ÉRÉ. Afin d'améliorer ce type d'ÉRÉ, l'effort de recherche doit porter sur une meilleure prise en compte des indicateurs écologiques. Cette traduction quantitative de la qualité des écosystèmes permet plus aisément les constats d'impact. À ce titre, le développement d'ÉRÉ générale pour l'écosystème aquatique, disposant d'indices biologiques validés, illustre déjà ce propos.

L'autre tendance est basée sur la quantification de l'exposition dans le calcul des indices de risque. Ces méthodologies de type CEAEQ (QÉRÉ) ou US EPA dirigent les gestionnaires vers des entités cibles pour lesquelles une probabilité d'apparition d'effets néfastes ne peut être exclue. Il s'agit donc d'une approche plus prospective. Pour améliorer ces évaluations, il est nécessaire d'entreprendre des efforts de recherche vers deux axes :

- la signification du risque (que représente l'indice de risque en terme écologique ?) par la définition de classes de risques liées à des actions de gestion ;
- la réduction des incertitudes, notamment vis-à-vis des VTR et de la connaissance des espèces.

Ces méthodologies demandent une phase approfondie de caractérisation des risques dont la finalité n'est pas le calcul de risque en lui-même mais bien son interprétation et l'évaluation de sa fiabilité. En termes d'interprétation, les principales difficultés résident, pour tout ou partie, dans la non-prise en compte des phénomènes de tolérance, de plasticité et de résilience de l'écosystème. Autrement dit, ces difficultés sont liées aux stratégies d'évitement, de défense, d'évolution et de sélection mises en place au sein de l'écosystème à une échelle de temps relativement courte (dépendante des cycles de vie et de reproduction). Néanmoins, ces phénomènes conduisent généralement à la surestimation du risque.



Les paragraphes suivants reprennent les éléments principaux concernant l'évaluation des risques pour les écosystèmes et apportent les réponses générées par l'étude aux questions édictées initialement.

*Est-il possible de mener à terme des éRé, c'est-à-dire d'obtenir des probabilités d'apparition d'effets néfastes pour les écosystèmes étudiés ?*

Lors de l'étude réalisée en 2005 soutenue par RECORD, les acteurs français de l'éRé avaient été interrogés sur leur mise en pratique de ce type d'étude. Il était alors ressorti de ces entretiens que peu d'applications réelles avaient été conduites en France ou en Europe et que les résultats obtenus n'étaient pas disponibles. Ces conclusions laissaient un doute sur la possibilité de mener à bien ce type d'étude, sur les résultats qu'elles étaient susceptibles de produire et sur les questions auxquelles les éRé pouvaient répondre.

À la suite de la présente étude, il est maintenant possible de conclure que des éRé peuvent être conduites et des indices de risque peuvent être calculés. Néanmoins, de par les nombreuses sources d'incertitudes, l'interprétation des résultats produits est une étape délicate car les indices de risque calculés ont une fiabilité limitée dans l'absolu. C'est pour cela qu'en l'état actuel des connaissances, il semble préférable d'utiliser les indices de risque pour hiérarchiser les actions de gestion.

De cette conclusion découlent des interrogations sur les limites du rôle et de l'intérêt de l'éRé. Pourtant, en se référant aux conclusions de la partie II qui reprend l'ensemble des questions posées par les gestionnaires dans le cadre de l'étude, il semble que toutes les questions aient trouvé une réponse. Cela prouve tout l'intérêt des éRé qui permettent :

- d'identifier les risques susceptibles d'être encourus par un écosystème soumis à contamination ;
- d'identifier les causes et les cibles de ces atteintes. Plus précisément, cela permet de caractériser les groupes biologiques ou les espèces en fonction de leur sensibilité à un polluant donné ;
- de déterminer des niveaux de contamination susceptibles de porter atteinte aux écosystèmes ;

- d'orienter les gestionnaires de sites sur des actions de gestion à mettre en place en faveur de l'environnement général (augmentation de la biodiversité, mode de gestion, restriction d'usage, par exemple).

Ces études participent également à l'augmentation des connaissances des espèces et des milieux. Globalement, les éRé permettent d'apporter des informations sur les interactions entre écosystème et contamination.

*Est-il possible, à l'heure actuelle, de réaliser des éRé dans le contexte français (en fonction des données écologiques disponibles, de la protection des espaces et des espèces, du contexte législatif, notamment) ?*

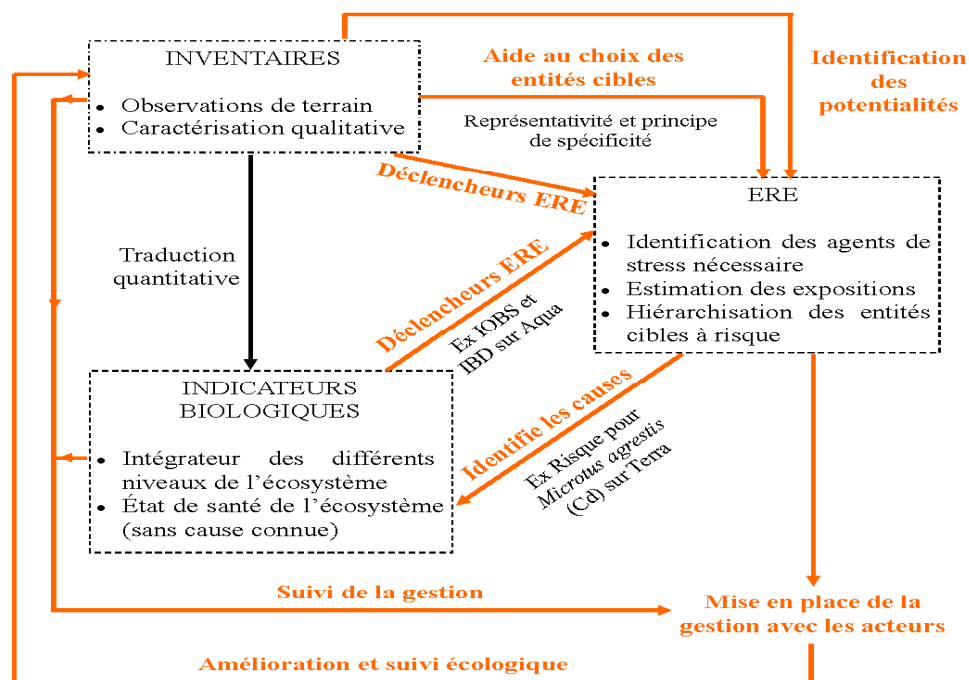
Le contexte français, même sans valeur seuil, sans contexte réglementaire particulier et avec peu d'outils de nature écosystémique (pas ou peu de fiches descriptives des espèces, peu de bases de données concernant les milieux à l'échelle de la commune), permet de conduire des éRé en s'appuyant toutefois sur des outils de caractérisation des dangers comme le fond pédo-geochimique, les bases de données type BASIAS et BASOL, ou l'existence des archives du monde du travail, départementales, par exemple.

*Est-il indispensable de conduire des inventaires de terrain pour caractériser l'écosystème des sites étudiés dans le cadre de l'éRé ?*

Dans le cadre des méthodologies d'éRé proposées par le CEAEQ et l'US EPA, il est possible de caractériser l'écosystème sur la base des potentialités écologiques du site définies sur une base bibliographique mais cela limite l'interprétation qui peut être faite des résultats lors de la caractérisation des risques. En effet, comme le démontre l'application au site A de la méthodologie proposée par le Royaume-Uni, les inventaires de terrain sont nécessaires à la traduction écologique des résultats de calcul de risque. De la même manière, les inventaires écologiques réalisés sur le site C conduisent à des indicateurs écologiques tels que l'indice biologique des macrophytes de rivière (IBMR) ou l'indice poisson de rivière (IPR). Sans être partie prenante du calcul de risque, ces types d'indicateurs participent à l'interprétation faite des calculs de risque et ce d'autant plus qu'ils bénéficient d'un important retour d'expérience (IBGN, IBD, IOBS). Par ailleurs, la réalisation d'inventaires de terrain sur un « témoin » non

contaminé des sites d'études a permis, pour le site A et son témoin AT2, de comparer les biocénoses en présence et d'ainsi mettre en évidence leurs différences pouvant être attribuées aux agents de stress. De plus, une étude écologique seule ne permet pas de gérer les sources d'agents de stress (problème de recommandation de plantation sur une source de pollution, par exemple) et une éRé sans inventaire de terrain ne permet pas forcément de sélectionner les espèces présentes sur le site et peu sensibles aux agents de stress en présence. Les résultats de l'étude sont donc en cohérence avec les conclusions de la thèse

« L'ensemble des résultats obtenus ont permis de démontrer la forte dépendance de l'écologie et de l'éRé. Les inventaires constituent en effet une approche réaliste, représentative des sites étudiés et tendent à établir la qualité des écosystèmes.[...]. En cas de dysfonctionnements de l'écosystème, ces approches révèlent des effets même si les causes ne sont pas connues. Expliquer la causalité des effets observés constitue précisément l'objectif de l'éRé, ce qui vérifie la complémentarité de ces approches. Par le calcul d'indices de risque, l'éRé apporte une réponse de nature quantitative et prospective. Aussi, selon les objectifs attendus de l'éRé, inventaires et indicateurs peuvent, en retour, constituer des outils pertinents pour le suivi et l'estimation de l'efficacité de mesures de gestion des risques. » (Hayet, 2010)



*La variabilité méthodologique relevée lors de l'étude bibliographique s'exprime-t-elle lors de la mise en pratique des éRé ?*

Pour mémoire, les différences méthodologiques relevées lors de l'étude bibliographique sont (RECORD, 2005, deuxième partie) : les différences d'architecture des méthodologies, le domaine d'application, le rôle des acteurs et la prise en compte des considérations économiques et sociales, la prise en compte du périmètre d'étude, la considération de l'usage futur du site, la présence d'une phase initiale avant le début de l'éré, la complémentarité des analyses chimiques et biologiques, l'existence ou non de VTR, l'intégration de données de terrain, les critères de sélection des critères d'effet, la prise en compte de la variabilité de l'exposition, l'existence d'un processus qualité et la gestion des incertitudes.

De manière globale, les différences relevées lors de l'analyse bibliographique s'expriment lors de l'application des méthodologies d'éré. Comme annoncé lors de l'étude bibliographique, les différences structurelles (méthodes itérative, progressive...) s'expriment réellement lors de l'application des éRé. De la même manière, les différences entre les rôles des acteurs ou encore le domaine d'application induisent une variabilité lors de la mise en pratique des éRé en fonction de la méthodologie appliquée. Par contre, certaines différences méthodologiques, signalées lors de l'étude bibliographique comme influant sur les résultats, semblent moins prépondérantes lors de la mise en pratique. Cela concerne la définition du périmètre d'étude et l'usage futur du site notamment. À l'opposé, des différences jugées comme ayant une action neutre sur les résultats produits lors de l'analyse bibliographique ont un rôle majeur lors de la réalisation des éRé. Il s'agit notamment de la phase d'interprétation et d'explication du risque (la caractérisation du risque ne se réduisant pas aux calculs de risque).

*Est-ce que la variabilité méthodologique induit une variabilité de la caractérisation des risques (les niveaux de risque diffèrent-ils en fonction de la méthodologie appliquée à un site) ?*

Les parties II (application des éRé) et IV (étude de la variabilité) sont intégralement consacrées à la réponse à cette question. Les principales conclusions sont qu'effectivement, selon la méthodologie appliquée, il existe une variabilité dans la caractérisation du risque. Plus précisément, les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, bien que méthodologiquement différentes conduisent exactement à des calculs de risque identiques.

Par contre, ces indices de risque sont très différents de ceux obtenus par l'application de la méthode du Royaume-Uni. Les différences portent sur :

- la nature des risques exprimés (risque global du site ou risque par entités cibles exposées au site) ;
- les niveaux de risque qui sont numériquement non comparables (même en additionnant les indices de risque de chaque espèce pour un site donné) ;
- l'interprétation qui peut être faite de ces résultats.

Ainsi, les indices de risque et leurs interprétations sont différents. Néanmoins, cela n'apporte pas deux réponses différentes et en opposition, mais deux types d'informations complémentaires. En effet, dans l'ÉRE du Royaume-Uni, l'indice de risque sert au screening des agents de stress, les atteintes écologiques sont constatées et les données sont explicatives des expositions passées (approche rétrospective). Le risque exprimé émane principalement des effets toxiques directs des agents de stress. C'est la mauvaise qualité du milieu qui est exprimée, ce qui traduit un lien biotope/biocénose. Dans le cas du CEAEQ et de l'US EPA, l'exposition est prise en compte dans le calcul de risque, les indices de risque expriment davantage les rapports des espèces entre elles par le lien de la chaîne alimentaire (lien biocénose/biocénose) et, de fait, une exposition plutôt indirecte aux agents de stress. Les indices de risque traduisent des probabilités d'apparition d'effets néfastes, c'est-à-dire des effets qui peuvent s'exprimer à plus long terme et qui correspondent plus à une approche prospective de l'ÉRE. Ainsi, le cas idéal est de pouvoir conduire ces deux types d'évaluation. Si cela n'est pas possible, en fonction des objectifs de gestion, l'évaluateur choisira une méthodologie rétrospective ou prospective.

## **IX. PERSPECTIVES**

Les perspectives de ces travaux de recherches sont nombreuses. Les premières applications des éRé ont soulevé un grand nombre d'incertitudes et/ou de points pour lesquels les connaissances sont à approfondir. Les paragraphes suivants précisent les principaux axes ainsi que les tendances évolutives de l'éRé.

Comme cela a été démontré dans la thèse attenante et validé par la présente étude, il semble nécessaire de poursuivre les travaux de recherches entrepris sur le **rapprochement entre les indicateurs écologiques et l'éRé**. En effet, ces deux types d'étude s'alimentent. Ce rapprochement permettrait donc d'augmenter l'efficacité et la qualité des réponses fournies par l'une ou l'autre de ces études. Néanmoins, la thèse démontre également que l'intégration dans le calcul de risque de la traduction quantitative de l'écosystème par des indicateurs écologiques est très délicate et doit être envisagée sur le long terme.

Suite à la présente étude, il semble plus judicieux d'envisager d'intégrer les indicateurs dans la caractérisation du risque, c'est-à-dire pas directement dans le calcul de risque mais dans l'interprétation des indices de risque. En effet, les indicateurs écologiques pourraient être intégrés, avec les agents de stress, dans une analyse en composantes principales. Cette démarche est initiée dans le cadre de l'éRé réalisée sur le site A selon la méthodologie du Royaume-Uni. Cela a permis de valider l'impact des agents de stress sur les effectifs de la macrofaune du sol et de pondérer l'interprétation faite des indices de risque obtenus. Ce type d'analyse pourrait être étendu à des indicateurs écologiques qui intègrent la qualité globale des milieux (pas uniquement les effectifs des espèces). Les indicateurs écologiques pourraient être aussi utilisés comme facteurs de risque, en pondérant les indices de risque en fonction des indicateurs écologiques obtenus (l'interprétation des indices de risque  $>1$  pourrait être différente en fonction des indicateurs écologiques calculés). Des indicateurs écologiques indiquant une mauvaise qualité de l'écosystème et des IR  $> 1$  constitueraient un faisceau de preuves. Cette pratique est à rapprocher de la méthode du « poids des évidences » proposée par le CEAEQ (point fort de la méthode du CEAEQ qui s'attaque aux problèmes des incertitudes mais dont la mise en place reste assez hermétique).

Ces différentes possibilités restent à étudier et un rapprochement avec des équipes de biostatisticiens doit être envisagé.

Comme évoqué à plusieurs reprises, le problème majeur de l'éRé est la fiabilité des résultats produits. En conséquence, une des voies d'amélioration des méthodologies d'éRé est de s'attacher à augmenter la fiabilité des résultats obtenus, c'est-à-dire à **réduire les incertitudes**.

Sur la base de notre retour d'expériences, il semble que, même si la phase de caractérisation des dangers génère des incertitudes, celles-ci peuvent être maîtrisées et dépendent plus de l'investissement financier que de l'amélioration de protocoles.

La phase de caractérisation des écosystèmes est une phase générant des incertitudes. Lors de cette phase, l'évaluateur doit choisir les groupes biologiques représentant l'écosystème puis les espèces représentant chaque groupe biologique. Ce choix implique une simplification de l'écosystème et peut aussi être une source d'erreur. Les entités cibles choisies doivent être caractérisées avec les données existantes, ce qui concourt souvent à une simplification majeure, générant des recherches bibliographiques pointues. Néanmoins, les incertitudes seront d'autant moins importantes que cette phase sera réalisée ou accompagnée par un écologue capable d'identifier les grands principes de fonctionnement d'un écosystème et à fortiori de choisir au mieux les représentants. Cela sous-entend aussi que cette phase est préférentiellement basée sur des connaissances de terrain.

La phase de caractérisation de l'exposition est, à l'heure actuelle, une source importante d'incertitudes et soulève de nombreuses perspectives de recherches principalement axées sur la connaissance des espèces. À ce jour, très peu de données nécessaires au calcul de l'exposition sont disponibles. Il est donc nécessaire de générer des connaissances concernant :

- les paramètres de caractérisation des individus et des populations afin de pouvoir estimer ce qu'est une population de taille attendue avec des individus sains ;
- les modes de vie (hivernation, migration, habitat en terrier...), incluant des données comportementales et portant également sur le régime alimentaire ;
- les réponses des espèces vis-à-vis de la pollution (expression et niveau de toxicité, tolérance, bioaccumulation...).

Des projets de recherche sur ces thématiques sont régulièrement soutenus par l'ADEME (Fritsch C., mai 2010, par exemple).



En lien avec la connaissance des espèces, les voies d'expositions font l'objet de peu de considération. Il est difficile d'estimer le poids de leur non-prise en compte dans les incertitudes. Toutefois, l'éré (CEAEQ) conduite sur le site B a permis de prendre en considération l'ingestion d'eau contaminée. Les indices de risque calculés sont tout aussi élevés que pour l'ingestion de nourriture. Cela soulève des interrogations sur la prise en compte de chacune des voies d'exposition sur le calcul de risque notamment lors de l'ingestion directe de sol ou de l'inhalation (le CEAEQ fournit quelques données sur la caractérisation des espèces pour cette voie).

En ce qui concerne la phase de caractérisation du risque, la source d'incertitudes majeures concernant les VTR puisque (i) peu existe, (ii) elles sont parfois peu spécifique et (iii) les valeurs existantes ne font généralement pas l'objet de consensus.

Une troisième voie de recherche, développée dans la discussion, concerne **la représentativité et la significativité du risque**. Pour valider les indices de risque calculés, il semble important de pouvoir les traduire de manière écologique.

*In fine*, la perspective de recherche la plus évoquée à l'heure actuelle porte sur le **rapprochement des évaluations des risques pour la santé et pour les écosystèmes**.

Au regard des deux méthodologies, il ne semble pas évident qu'établir une méthodologie commune, aboutissant à des indices de risque pour la santé et l'écosystème, soit l'axe à développer. Cette mutualisation aurait l'avantage de réduire les coûts d'étude. Néanmoins, la caractérisation de l'écosystème est très spécifique de l'éré. De même, les relations inter-espèces, notamment au niveau alimentaire, font que la phase de caractérisation des expositions est différente de celle déclinée en ERS. De fait, les calculs de risque, même s'ils sont basés sur une approche identique, du moins pour les substances à seuil, ne peuvent être rapprochés. La seule phase qui peut être envisagée comme commune à l'éré et l'ERS est la phase de caractérisation des dangers. Les étapes de recherches historiques, de localisation des sources et de recherche des dangers peuvent se baser sur des techniques et des protocoles identiques. Néanmoins, une fois cette caractéristique du biotope définie, il n'y a pas obligatoirement d'intérêt écologique à conserver ces zones si elles ne correspondent pas à un écosystème particulier. À titre d'exemple, il est important de savoir que le site B présente des

sources de contamination distinctes en fonction de l'activité de blanchiment et de teinturerie pour pouvoir lister les polluants potentiellement présents sur le site. Néanmoins, après cette caractérisation, ces deux zones étant de petites tailles, en contact, dans le même bâtiment détruit et présentant, à l'heure actuelle, le même écosystème (végétation pionnière de début de colonisation), les oiseaux présents sur le site vont indifféremment se nourrir sur l'une ou l'autre zone. Du fait qu'il n'y ait pas de différence écologique entre ces zones engendre une confusion possible lors du schéma conceptuel de l'ÉRÉ (mêmes transferts vers mêmes cibles). La phase de caractérisation des dangers génère donc les mêmes données de nature physico-chimiques mais celles-ci ne sont pas obligatoirement exploitées de la même façon en termes d'exposition lors de l'ERS et de l'ÉRÉ. Au regard de ces éléments, la mise en place d'une méthodologie commune ne semble pas être une voie de recherche à prioriser.

Le rapprochement de l'ERS et de l'ÉRÉ peut également être abordé en considérant l'homme comme une espèce à part entière de l'écosystème, ce qui pourrait permettre de l'intégrer dans les éRé. Or, les principales interactions considérées à l'heure actuelle dans les éRé sont d'ordre alimentaire. De fait, seuls quelques usagers s'alimentant au moins partiellement d'espèces présentes dans l'écosystème (chasseurs, pêcheurs, cueilleurs) seraient à considérer. De plus, les interactions comme la compétition pour le territoire et pour les ressources alimentaires sont peu à propos pour l'homme intégré dans l'écosystème. De même, les expositions, comme l'inhalation par exemple, sont prises en compte dans l'ERS pour l'homme, l'ÉRÉ ne constituant pas une valeur ajoutée.

En conséquence, si l'objet n'est pas de développer une méthodologie commune permettant d'obtenir concomitamment des indices de risque pour la santé et pour l'environnement, une perspective de recherche majeure concerne **l'utilisation des résultats fournis par les éRé dans l'établissement des liens entre l'environnement et la santé des populations**. Les éRé contribuent effectivement à la caractérisation de la qualité des milieux et participent à part entière à la biosurveillance environnementale. Les programmes de recherches concernant la biosurveillance environnementale ont pour objectifs généraux de définir les paramètres caractérisant la qualité de l'environnement. La réalisation des éRé dans le cadre de la présente étude et la thèse soutenue par A. Hayet (Hayet, 2010) illustrent parfaitement les difficultés qu'il y a encore à caractériser l'environnement. De fait, de nombreux travaux de

recherches peuvent encore être menés dans ce sens. En plus de cela, les programmes de recherches en biosurveillance visent principalement à l'amélioration des connaissances portant sur le lien environnement – santé. En effet, si suite à l'exposition à certains polluants comme l'amiante, le lien avec les effets sur la santé est caractérisé, ce cas reste rare. Un travail de recherche important reste à mener pour l'établissement du lien direct entre un polluant et ces effets spécifiques.

Les difficultés de cette problématique résultent aussi et surtout de la multi-exposition de l'homme. En effet, son exposition peut être d'ordre professionnel, alimentaire, environnemental, au sein de l'habitation ou non. Lors de la prise en compte de l'exposition, de nombreux facteurs confondants sont également à considérer. Ainsi, au regard de cette multi-exposition, il est d'intérêt d'identifier l'importance de l'exposition environnementale vis-à-vis des autres sources d'exposition. Les éRé ont un rôle à jouer dans ce domaine bien qu'il reste à définir. L'enjeu pour la santé des populations générales est de pondérer les différentes sources d'expositions afin que les pouvoirs publics puissent statuer sur les décisions de gestion à acter en priorité. À titre d'exemple, des travaux de recherches de cette nature sont en cours au laboratoire et visent à étudier les corrélations éventuelles entre la qualité de l'air sur la base d'étude des communautés lichéniques et une étude épidémiologique d'imprégnation chez le nourrisson (nourrisson de 0 à 3 mois ; sang) et chez l'adulte (sang, urine) (Programme IRENI – Suivi parallèle de l'imprégnation par les ETM des populations et de l'environnement sur trois bassins de vie du Nord Pas de Calais). Les résultats de ces études sont systématiquement transposés afin d'établir une cartographie liant qualité des milieux et état de santé des populations. Par la suite, cet outil d'informations cartographiques devrait être complété par des indicateurs sociaux et par des évaluations de la qualité des écosystèmes reposant sur des éRé.

À terme, les travaux de recherche portant sur la qualité environnementale globale doivent être développés pour être des outils d'aide de gestion mais aussi être possiblement prédictifs en termes de santé des populations générales.

## **X. ANNEXES**

## **Annexe I. RESULTATS DE L'ERE DU SITE A SELON LA METHODOLOGIE DE L'USEPA**

La présentation des résultats de l'ÉRE du site s'articulera autour des trois phases essentielles de la méthode de l'USEPA qui sont pour rappel : (i) la formulation du problème, (ii) l'analyse des effets et de l'exposition et enfin (iii) la caractérisation du risque (se reporter au §I pour plus de précisions).

### **I.1. LA FORMULATION DU PROBLEME**

Cette première étape permet de générer et d'évaluer les premières hypothèses relatives aux effets causés ou susceptibles d'être causés par l'activité humaine.

Ainsi, à partir des données disponibles sur la source, ses agents de stress, les effets, l'écosystème et ses entités cibles, la formulation du problème produit trois types de résultats :

- les critères d'effets de l'évaluation qui reflètent de manière adéquate les objectifs de gestion et l'écosystème ;
- le modèle conceptuel qui décrit les relations clés entre un ou plusieurs agent(s) de stress et un ou plusieurs critère(s) d'effets de l'évaluation ;
- un plan d'analyse.

#### **I.1.1. Les critères d'effets**

Par définition, les critères d'effets de l'évaluation sont des expressions de la valeur actuelle de l'environnement (ex. : diversité des champignons) qui doivent être protégées et correctement définies par une entité cible et ses attributs. Ainsi, pour les déterminer, les récepteurs écologiques susceptibles d'être exposés et, par conséquent potentiellement à risque, ont été identifiées sur la base des inventaires de terrain. Puis la détermination des valeurs spécifiques des entités cibles, c'est-à-dire les « représentants » de l'entité cible pour lesquelles le risque va être évalué, a été réalisée (comme le Renard par exemple). Enfin, pour chacune de ces entités cibles, les critères d'effets ont été définis.

##### **I.1.1.1. Les entités cibles potentiellement à risque du site A**

Les entités cibles potentiellement à risque sont les espèces, les populations, les communautés ou tous groupes biologiques susceptibles d'être influencés ou perturbés par la présence de métaux dans les sols. En effet, par définition, selon la méthode de l'USEPA, la pertinence d'un

groupe biologique prévaut sur le niveau d'organisation et de classification des organismes. Classiquement, ces cibles écologiques peuvent être déterminées sur la base de données bibliographiques. Dans le cadre de notre étude, nous bénéficions des inventaires de terrain qui vont permettre une sélection d'entités cibles plus représentatives des stations étudiées. Ainsi, notre choix a porté sur :

- des espèces qui sont en contact direct et permanent avec le milieu contaminé en particulier la flore vasculaire, les champignons ainsi que la macrofaune ;
- des espèces qui utilisent le sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction en particulier les mammifères (rongeurs, renard...) et qui sont de ce fait en contact direct mais intermittent avec le sol contaminé ;
- des espèces se nourrissant de ressources potentiellement contaminées en particulier les herbivores, les omnivores et les fongivores. Les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, appelés prédateurs dans la suite du document, sont également considérés.

En conséquence, ont été désignés comme entités cibles potentiellement à risque du site A: la flore vasculaire et les champignons, la macrofaune du sol, les mammifères et oiseaux se nourrissant et/ou nichant dans le sol.

Pour étayer le choix des entités écologiques retenues pour l'éRé, la susceptibilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion doivent être considérées. La susceptibilité aux agents de stress des cibles écologiques est appréciée en fonction de la voie et du niveau d'exposition (nature, durée du contact), de la mobilité de l'entité et de l'ubiquité de l'entité. Concernant la pertinence écologique, celle-ci est appréciée selon la place dans la chaîne alimentaire, l'abondance, la valeur patrimoniale ainsi que la fonction et/ou le rôle de l'entité dans l'écosystème. Enfin, pour évaluer la pertinence avec les objectifs de gestion, il convient de considérer l'importance de l'entité cible dans le maintien de l'écosystème forestier, c'est-à-dire son rôle dans la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème. La suite de notre propos s'emploie donc à appliquer ces différents critères pour chacune des cibles écologiques potentiellement à risque du site A.

Le tableau 1 synthétise, pour chaque entité du site A, la justification de leur sélection.

**Tableau 1 : Justification des récepteurs écologiques du site A selon les critères de l'USEPA**

	Susceptibilité aux agents de stress		Pertinence écologique	Pertinence avec objectifs de gestion
	Nature de l'exposition	Niveau de l'exposition		
Flore vasculaire	Contact racinaire avec le milieu contaminé Absorption ou adsorption de substances toxiques au niveau racinaire Dépôts de sols contaminés sur les parties aériennes	Toute la vie de l'organisme Contact racinaire permanent	Producteurs primaires, base de la chaîne alimentaire Source de nourriture, lieu de reproduction et refuge notamment pour l'avifaune	Composition et structure d'un milieu forestier : qualité paysagère Stabilisation de l'usage du sol, sans usage alimentaire
Champignons	Contact racinaire avec le milieu contaminé Absorption ou adsorption de substances toxiques Bioaccumulation des ETM	Toute la vie de l'organisme Contact racinaire permanent	Activité biologique du sol (décomposeurs) Importance, notamment des champignons symbiotiques (mycorhize)	Maintien de la strate arborée donc de l'écosystème forestier Fonctionnement (ressources minérales et organiques) du sol
Macrofaune du sol	Contact direct (cutané, inhalation, ingestion)	Toute la vie de l'organisme pour les adultes Stade larvaire pour certains organismes (larves de Diptères, par exemple)	Activité biologique du sol : décomposition, structure du sol	Fonctionnement (ressources minérales et organiques) du sol
Mammalofaune	Contact direct avec le sol Consommation de ressources végétales et fongiques contaminées (herbivores et fongivores) et/ou de proies contaminées (omnivores et prédateurs)	Contact direct permanent de tout (terriers, galeries) ou partie (déplacement) de l'organisme avec le sol Organismes inféodés à une aire géographique susceptible de correspondre à l'aire d'étude d'où un contact estimé à la durée de la vie	Diversité et équilibre de la chaîne trophique : <ul style="list-style-type: none"> <li>• herbivores</li> <li>• fongivores</li> <li>• omnivores</li> <li>• prédateurs</li> </ul>	Diversité et stabilité de l'écosystème forestier Fonctionnement du réseau trophique du milieu forestier
Avifaune	Consommation de ressources végétales et fongiques contaminées (herbivores et fongivores) et/ou de proies contaminées (omnivores et prédateurs)	Exposition indirecte par les chaînes alimentaires Mobilité des organismes amenant à ne pas être exposé en permanence	Diversité et équilibre de la chaîne trophique : <ul style="list-style-type: none"> <li>• herbivores</li> <li>• fongivores</li> <li>• omnivores</li> <li>• prédateurs</li> </ul>	Diversité de l'écosystème forestier Fonctionnement de la chaîne trophique

### *a. La flore vasculaire*

Par leur système racinaire, les plantes vasculaires des stations d'étude du site A sont en contact direct et permanent avec le sol contaminé. Elles sont de ce fait susceptibles d'absorber des ETM qui pourront soit (i) causer des effets néfastes pour l'espèce (nécroses, maladies, mortalité), soit (ii) être bioaccumulés au niveau racinaire sans effet apparent pour la plante et/ou (iii) être transloqués vers les parties aériennes de la plante (feuilles, bourgeons...). La contamination peut aussi être induite par le dépôt de particules de sols contaminés sur les parties aériennes des espèces considérées. La susceptibilité aux agents de stress de la végétation du site A est donc importante et s'étend sur toute la durée de vie de l'espèce.

La végétation tient une place importante dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème forestier (producteurs primaires). Elle constitue également une source de nourrissage, une zone de refuge, d'abri, de reproduction pour un grand nombre d'espèces. Au niveau patrimonial, une attention particulière est à accorder aux essences régionales des strates arborées et arbustives ainsi qu'aux espèces végétales (toutes strates confondues) bénéficiant d'un statut de protection et/ou de menace.

### *b. Les champignons*

Les champignons sont en contact direct et permanent avec le sol contaminé soit au niveau du mycélium, soit par le biais du carpophore en période de fructification. Pour les mêmes raisons que la flore vasculaire, la susceptibilité aux agents de stress des champignons est forte de par leur contact intime avec le sol et leur adaptation à sonder le sol pour en extraire leurs apports nutritifs et ceux de leur symbiote. Cette capacité induit aussi une bioaccumulation voire une hyperaccumulation des éléments toxiques, notamment des ETM. La durée de l'exposition correspond à la durée de vie de l'organisme. En tant que décomposeurs, les champignons tiennent une place très importante dans la chaîne trophique et jouent un rôle fondamental dans le cycle de la matière des écosystèmes. Ils sont également la ressource alimentaire des fongivores et par conséquent un vecteur potentiel de contamination de la chaîne alimentaire.

### *c. La macrofaune du sol*

La macrofaune du sol intègre tous les animaux visibles à l'œil nu, généralement de 4 à 80 mm de longueur, vivant tout ou partie de leur cycle de vie dans le sol (grandes larves d'insectes,



majeure partie des myriapodes et des lombriciens). Elle est exposée de manière directe et permanente avec les contaminants du sol. Ils sont de ce fait susceptibles d'absorber des ETM qui pourront soit (i) causer des effets néfastes pour l'espèce, soit (ii) être bioaccumulés via la chaîne alimentaire. Ce groupe biologique joue un rôle fondamental dans le cycle de la matière car il héberge des détritivores qui, en dégradant la matière organique, la rendent plus accessible aux micro-organismes (bactéries et champignons). De plus, les invertébrés du sol constituent une ressource alimentaire pour de nombreuses espèces omnivores (oiseaux et petits mammifères notamment).

*d. Les mammifères nichant sur le site d'étude*

Ces mammifères sont en contact direct et fréquent avec le sol. Leur susceptibilité au sol contaminé est donc importante en particulier pour les espèces vivant dans des galeries creusées à même le sol telles que le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* et les campagnols. En effet, ils sont exposés de manière quasi permanente aux contaminants par inhalation de poussières contaminées, par contact dermique et/ou par ingestion de sol lors de l'alimentation. La quantité de sol contaminé susceptible d'être ingérée ou inhalée varie en fonction de l'espèce, de la période d'activité et de l'âge de l'espèce. De plus, le fait qu'ils vivent directement sur le site suppose une consommation quasi exclusive des ressources présentes sur le site, ce qui engendre par conséquent une forte probabilité de consommation de ressources contaminées.

*e. Les mammifères se nourrissant sur le site d'étude*

D'une manière générale, les mammifères jouent un rôle important dans l'écosystème forestier puisqu'ils figurent à la fois parmi les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires de la chaîne alimentaire. Les grands prédateurs jouent également un rôle dans la régulation des populations de proies qu'ils consomment et participent de ce fait à l'homéostasie de l'écosystème. De plus, de par leur position en fin de chaîne alimentaire, les mammifères prédateurs sont susceptibles d'exprimer les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire. Ainsi, pour ces mammifères, l'exposition aux contaminants diffère en fonction du régime alimentaire. De fait, parmi les mammifères recensés sur et à proximité des stations d'étude du site A, nous avons distingué (i) les mammifères herbivores et fongivores dont la base du régime alimentaire est la végétation ou parties de la végétation (feuilles,

fruits, graines...) ainsi que les champignons (même si la base de leur régime alimentaire n'est pas exclusivement composée de champignons), (ii) les mammifères omnivores qui, sur notre site d'étude, sont à tendance invertivore ou insectivore et dont la base du régime alimentaire est la macrofaune du sol, et (iii) des mammifères consommateurs en fin de chaîne alimentaire dont le Renard roux *Vulpes vulpes* qui présente, de ce fait, une forte susceptibilité aux agents de stress.

*f. L'avifaune nicheuse*

L'avifaune nicheuse est exposée de manière indirecte à la contamination par le biais de la consommation de végétation et/ou de proies contaminées. Le fait qu'elle vit directement sur le site suppose une consommation importante à exclusive (selon la surface de leur territoire) des ressources présentes sur le site et par conséquent une forte probabilité de consommer des ressources contaminées. La quantité de nourriture consommée est variable d'une espèce à l'autre en fonction de son régime alimentaire, de la période d'activité et de son âge. Ce groupe biologique peut subir, de manière indirecte, d'éventuelles perturbations en réponse à une dégradation des strates arborées et arbustives qui constituent son lieu de refuge et de reproduction.

*g. L'avifaune se nourrissant sur le site d'étude*

Parmi les espèces avifaunistiques recensées sur et à proximité des stations d'étude du site A, les espèces ont été distinguées en fonction de leur régime alimentaire et de la probabilité d'exposition à une ressource contaminée.

En ce qui concerne les oiseaux herbivores, granivores, frugivores et fongivores, c'est-à-dire les espèces dont le régime alimentaire est basé sur la consommation de végétaux, de fruits, de graines et/ou de champignons, le niveau d'exposition varie essentiellement en fonction de l'âge des individus, de la période d'activité et/ou de la disponibilité de la ressource. En effet, de nombreuses espèces diversifient leur régime alimentaire en fonction des saisons afin de s'adapter à la disponibilité de la ressource. Sur l'ensemble des oiseaux recensés sur le site A, 13% d'entre eux possèdent ce type d'habitude alimentaire.

En ce qui concerne les consommateurs secondaires, principalement les oiseaux omnivores, leur niveau d'exposition varie également selon l'âge des individus, la période d'activité et la disponibilité de la ressource. Dans notre contexte d'étude, les espèces dont le régime

alimentaire est basé sur la consommation d'insectes ou d'invertébrés du sol figurent parmi les plus exposées à l'ingestion de nourriture contaminée. À l'échelle du site A, 60% des oiseaux recensés sont omnivores. Parmi eux, la famille des Passériformes regroupe une grande partie d'oiseaux possédant ce type d'alimentation et réunit de surcroît des nicheurs privilégiés des écosystèmes forestiers étudiés.

Enfin, les consommateurs tertiaires, c'est-à-dire les prédateurs, jouent un rôle particulier dans la régulation des populations de proies qu'ils consomment et participent de ce fait à l'homéostasie de l'écosystème. De plus, de par leur position en fin de chaîne alimentaire, ils sont susceptibles d'exprimer les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire. Au sein de la communauté avifaunistique, il s'agit principalement des rapaces inféodés aux écosystèmes forestiers anthropisés. Ils sont représentés sur nos stations d'étude par le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* et la Chouette hulotte *Strix aluco*.

#### I.1.1.2. Définition des critères d'effets de l'évaluation

Pour déterminer les critères d'effets, il est nécessaire de définir au préalable la valeur spécifique de l'entité cible (il peut s'agir d'un individu, d'un groupe fonctionnel d'espèces, tel que les herbivores par exemple, ou d'une communauté) et les caractéristiques de l'entité qui doivent être protégées et qui sont potentiellement à risque.

- La flore vasculaire et les champignons

La valeur spécifique de la flore vasculaire est l'ensemble des communautés herbacées, arbustives et arborées. Ainsi, la valeur spécifique pour les stations A1 et A2 est représentée par la végétation herbacée, la végétation arbustive et la végétation arborée. Sur la station A3, la valeur spécifique est représentée par les végétations herbacées et arborées tandis que sur la station A4 la valeur spécifique est composée de la végétation herbacée et arbustive.

La valeur spécifique des champignons est représentée par les Eumycètes.

- La macrofaune du sol

La valeur spécifique de la macrofaune du sol correspond à l'ensemble des invertébrés peuplant le sol. Seront par la suite distingués les invertébrés du sol, c'est-à-dire vivant dans le sol, et les invertébrés terrestres et aériens, vivant sur le sol et volant. Cette valeur spécifique est présente sur les quatre stations d'étude.

- Les mammifères nichant sur le site A

Les inventaires écologiques *in situ* ont permis d'identifier neuf espèces fréquentant le site A. Parmi elles, le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* et les campagnols sont les seuls à avoir été piégés ; les autres espèces ont été identifiées par l'analyse des empreintes et des indices de vie (terrier, fécès...). Les neuf espèces représentent les valeurs spécifiques des mammifères nicheurs du site A.

- Les mammifères se nourrissant sur le site A

Des neuf espèces fréquentant le site A, sept sont considérées comme valeurs spécifiques de l'évaluation des risques écologiques. En effet, le Lièvre d'Europe *Lepus europaeus* a uniquement été aperçu sur une des stations sans qu'il ait pu être considéré comme appartenant à la biocénose de la station. De même, le Campagnol des champs *Microtus arvalis*, dont la présence sur le site A est peu probable, n'a pas été retenu.

Concernant les sept autres espèces, le niveau d'exposition aux contaminants des sols variant en fonction de la ressource alimentaire consommée, nous les avons réparties selon leur régime alimentaire. Ainsi, nous avons distingué les mammifères :

- herbivores, représentés par le Campagnol agreste *Microtus agrestis* et le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus*,
- fongivores, représentés par le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus* et le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus*,
- omnivores, représentés par le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus* et la Taupe *Talpa talpa*,
- prédateurs, représentés par le Renard roux *Vulpes vulpes*.

Ces valeurs spécifiques sont présentes sur toutes les stations étudiées.

- L'avifaune nicheuse du site A

Les inventaires ornithologiques réalisés en 2008 ont permis d'identifier dix espèces d'oiseaux nicheurs sur le site A. Afin d'affiner notre analyse et d'identifier les valeurs spécifiques de l'entité cible, il est nécessaire de considérer le niveau de spécialisation de l'avifaune nicheuse car il représente leur sensibilité à la perturbation du milieu. En effet, en cas de dégradation du milieu (destruction de l'habitat par exemple), les espèces généralistes auront la capacité de se réfugier dans un autre milieu voisin, contrairement aux espèces spécialistes. Ainsi, parmi l'avifaune nicheuse du site A, quatre espèces sont considérées comme spécialistes du milieu forestier : la Grive musicienne *Turdus philomelos* (nicheur sur A1 et A3), le Pouillot véloce

*Phylloscopus collybita* (nicheur sur A1), le Rouge-gorge *Erithacus rubecula* (nicheur sur A1) et le Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* (nicheur sur A1, A2 et A4) et sont retenues comme valeurs spécifiques de l'ÉRé.

- L'avifaune se nourrissant sur le site A

Parmi les 41 espèces fréquentant le site A, en guise de premier critère, seules les espèces inféodées aux milieux boisés ont été retenues (soit 12 espèces). Ce critère « habitat » permet de considérer les espèces les plus susceptibles d'utiliser les stations comme site de nourrissage. De plus, toutes ne présentent pas le même niveau d'exposition à la contamination. Celui-ci varie en fonction de la ressource consommée et du substrat de nourrissage. Ce deuxième critère de sélection a donc été considéré. De fait, les oiseaux herbivores du sol (par opposition aux herbivores du feuillage), les fongivores, les omnivores se nourrissant surtout d'invertébrés du sol et les prédateurs ont été retenus. Les herbivores du feuillage ainsi que les consommateurs d'invertébrés aériens, du feuillage, des troncs (invertivores et insectivores) n'ont pas été retenus. Le tableau 2 identifie les représentants de ces groupes biologiques en fonction de leur régime alimentaire.

**Tableau 2:** Groupes aviaires des stations du site A en fonction de leur régime alimentaire

<b>Guilde alimentaire</b>	<b>Représentant(s)</b>
Prédateurs	Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> (A3) et Chouette hulotte <i>Strix aluco</i> (A1)
Herbivores	Pigeon ramier <i>Columba palumbus</i> (A1 à A4), Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i> (A1 à A3), Perdrix grise <i>Perdix perdix</i> (A1 et A3)
Fongivores	Aucun
Omnivores	Pipit des arbres <i>Anthus trivialis</i> (A1 et A3), Coucou gris <i>Cuculus canorus</i> (A1 à A3), Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i> (A1 à A3), Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i> (A3), Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i> (A3 et A4), Rossignol philomèle <i>Luscinia megarynchos</i> (A1), Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i> (A1 et A3)

Le tableau suivant (Tableau 3) regroupe pour chaque entité cible les valeurs spécifiques qui lui sont attenantes ainsi que les principales caractéristiques à protéger (« Quelle perte si l'entité cible vient à disparaître ? Pourquoi la protéger ? ») et à risque (« Quels risques les ETM induisent pour l'entité cible ? Comment l'entité est exposée à ce risque et comment l'en préserver ? »).

**Tableau 3: Synthèse des critères d'effets de l'ÉRÉ du site A définis selon les caractéristiques à protéger ou à risque des entités cibles**

Entité cible	Valeur(s) spécifique(s)	Caractéristiques à protéger ou à risque	Critères d'effets
<b>Flore vasculaire</b>	Communautés végétales (herbacée, arbustive, arborée)	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Survie des espèces et des individus                      Capacité d'accueil des différentes strates                      Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Absorption / adsorption des ETM                      Transfert de métaux dans les tissus                      Végétaux consommés par herbivores et omnivores</p>	Abondance et diversité des strates arborée, arbustive et herbacée État phytosanitaire des arbres, arbustes et herbacées Croissance et biomasse des arbres, arbustes et herbes Reproduction des arbres, arbustes et herbes
<b>Champignons</b>	Eumycètes	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Survie des espèces et des individus                      Cycle de la matière                      Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Perturbation de l'activité mycorhizique (influence sur la nutrition des symbiotes – maintien des strates végétales)                      Perturbation de l'activité de dégradation de la matière organique                      Absorption de métaux et transfert dans les tissus consommés par fongivores</p>	Diversité et abondance des champignons Taux de matière organique du sol
<b>Faune du sol</b>	Invertébrés terrestres et aériens Invertébrés du sol	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Activité biologique du sol et cycle de la matière                      Survie des décomposeurs et détritivores du sol                      Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Contact (au moins durant un stade de vie) avec le sol contaminé et accumulation des ETM                      Perturbation de l'activité biologique (modification de la fragmentation et de la minéralisation de la matière organique).</p>	Abondance et diversité de la macrofaune du sol État de l'activité biologique de la macrofaune du sol (respirométrie) Mortalité, croissance et reproduction des décomposeurs et détritivores du sol
<b>Mammifères nichant sur le site</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Apodemus sylvaticus</i></li> <li>▪ <i>Microtus agrestis</i></li> <li>▪ <i>Clethrionomys glareolus</i></li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Survie des animaux nichant dans le sol ou s'y déplaçant                      Réseau trophique fonctionnel                      Stabilité et diversification de la biocénose</p> <p><b>Caractéristiques à risque</b>                      Absorption d'ETM présent dans le sol                      Ingestion de ressources contaminées</p>	Abondance et diversité des mammifères nichant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements Mortalité, croissance et reproduction des mammifères
<b>Mammifères herbivores sur le site</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Microtus agrestis</i></li> <li>▪ <i>Oryctolagus cuniculus</i></li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Survie des herbivores, maillon clé de la chaîne alimentaire</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Ingestion de végétaux ou parties de végétaux contaminés</p>	Abondance et diversité des mammifères nichant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements Mortalité, croissance et reproduction des herbivores

<b>Mammifères omnivores</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Erinaceus europaeus</i></li> <li>▪ <i>Apodemus sylvaticus</i></li> <li>▪ <i>Talpa talpa</i></li> </ul>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des consommateurs primaires et secondaires <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux et/ou de proies contaminés	Diversité et abondance des omnivores (invertivores) Survie des omnivores (invertivores) Structure et fonctionnement des peuplements
<b>Mammifères fongivores</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Apodemus sylvaticus</i></li> <li>▪ <i>Ericaneus europaeus</i></li> <li>▪ <i>Clethrionomys glareolus</i></li> </ul>	<b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de champignons contaminés	Diversité et abondance des fongivores Mortalité des fongivores (chez les mammifères mais aussi les gastéropodes) Structure et fonctionnement des peuplements
<b>Mammifères prédateurs</b>	Groupe fonctionnel représenté par <i>Vulpes vulpes</i>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des mammifères prédateurs (espèces clés de voûte) Richesse du réseau trophique (stabilité de l'écosystème) <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de proies contaminées et bioamplification de l'exposition au sein de la chaîne alimentaire	Diversité et abondance des mammifères prédateurs Abondance du Renard roux (espèce protégée)
<b>Avifaune nichant sur le site</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Turdus philomelos</i></li> <li>▪ <i>Erithacus rubecula</i></li> <li>▪ <i>Troglodytes troglodytes</i></li> <li>▪ <i>Phylloscopus collybita</i></li> </ul>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des animaux dont le nid se situe au niveau du sol, réseau trophique fonctionnel, stabilité et diversification de la biocénose <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de ressources contaminées	Abondance et diversité des oiseaux nichant sur le site Mortalité, croissance et reproduction des oiseaux
<b>Avifaune herbivore</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Phasianus colchicus</i></li> <li>▪ <i>Perdix perdix</i></li> <li>▪ <i>Columba palumbus</i></li> </ul>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des herbivores, maillon clé de la chaîne alimentaire <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux ou parties de végétaux contaminés	Mortalité, croissance et reproduction des herbivores
<b>Avifaune omnivore</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Anthus trivialis</i></li> <li>▪ <i>Cuculus canorus</i></li> <li>▪ <i>Fringilla coelebs</i></li> <li>▪ <i>Prunella modularis</i></li> <li>▪ <i>Sturnus vulgaris</i></li> <li>▪ <i>Luscinia megarynchos</i></li> <li>▪ <i>Turdus philomelos</i></li> </ul>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des consommateurs primaires et secondaires <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux et/ou de proies contaminés	Diversité et abondance des omnivores (invertivores) Survie des omnivores (invertivores)
<b>Avifaune prédatrice</b>	Groupe fonctionnel représenté par : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Strix aluco</i></li> <li>▪ <i>Falco tinnunculus</i></li> </ul>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des rapaces (espèces clés de voûte) <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de proies contaminées et bioamplification de l'exposition au sein de la chaîne alimentaire	Diversité et abondance des rapaces

### **I.1.2. Le modèle conceptuel**

Au stade de la formulation du problème, le modèle conceptuel correspond à une description écrite et à une représentation visuelle des relations prédites entre les entités écologiques et des agents de stress auxquels elles sont susceptibles d'être exposées. L'élaboration du modèle conceptuel consiste en deux parties principales : (i) la définition d'hypothèses de risque décrivant les relations prédites entre les agents de stress et les critères d'effets de l'évaluation et (ii) la réalisation d'un diagramme qui illustre les relations présentant ces hypothèses de risque.

#### I.1.2.1. Les hypothèses de risque

Ce sont des hypothèses spécifiques qui concernent le risque potentiel pour les critères d'effets de l'évaluation. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site A, sept hypothèses de risque ont été formulées.

Hypothèse de risque n°1 : Suite à des activités industrielles passées, le sol des stations d'étude est contaminé en surface par des éléments traces métalliques (ETM). Bien que ces agents de stress soient multiples, les principaux métaux en forte concentration sont le cadmium, le plomb, le zinc, le nickel, le mercure et le cuivre. L'arsenic, qui est un métalloïde, est aussi présent sur le site. Seul le chrome n'est pas considéré, les concentrations dans le sol étant inférieures au fond pédogéochimique. Les organismes en contact direct avec le sol tels que les organismes du sol et les organismes nichant dans le sol (renard, lapin par exemple) sont exposés de manière directe et à long terme aux ETM. Ils sont, par conséquent, susceptibles d'exprimer des effets néfastes liés à cette exposition.

Hypothèse de risque n°2 : Les ETM peuvent être absorbés par les végétaux au niveau de leur partie racinaire puis transloqués vers les parties aériennes. D'une manière générale, cette absorption est variable selon l'espèce végétale, le métal et les caractéristiques du sol (des variations du pH du sol, de la teneur en matière organique, de la granulométrie et de la teneur en argile ayant des effets avérés sur la disponibilité des métaux (partie I)). Un dépôt de particules de sol contaminé sur les parties aériennes des végétaux est également possible. Il existe donc un risque pour les organismes végétaux (exposition directe) et l'ensemble des consommateurs des stations d'étude en raison de la bioaccumulation des ETM et de leur transfert dans la chaîne alimentaire (exposition indirecte).



Hypothèse de risque n°3 : Les ETM peuvent être absorbés par les champignons et y être bioaccumulés. En conséquence, les champignons ne tolérant pas la présence de métaux dans les sols et/ou dans leurs tissus (cas de certaines espèces mycorhiziennes) sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes dus à la présence de ces éléments. De plus, l'accumulation des ETM dans les tissus fongiques peut entraîner un transfert des métaux via la chaîne alimentaire, ce qui représente un risque potentiel pour les consommateurs de champignons tels que les gastéropodes.

Hypothèse de risque n°4 : Les grands prédateurs tels que les rapaces et les renards utilisent les stations du site A comme site de nourrissage, de refuge et de reproduction. consommation de proies contaminées, notamment de petits mammifères tels que le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* et le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus*.

Hypothèse de risque n°5 : L'épaisseur de la litière suppose une perturbation de l'activité biologique des sols. Il est par conséquent possible que la présence d'ETM dans le sol engendre une baisse d'activité et/ou la mortalité des décomposeurs et détritivores du sol. En effet, l'accumulation de métaux dans les horizons supérieurs des sols est susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière (Rühling & Tyler, 1971; Ramade, 1992 ; Grele, 1998 ; Ponge *et al.*, 2009).

Hypothèse de risque n°6 : Les ETM, en raison de leur action toxique, peuvent entraîner une mortalité ou un ralentissement de la croissance des végétaux, ce qui aurait pour conséquences une diminution de la ressource alimentaire des herbivores et une restriction de la capacité de refuge des stations.

Hypothèse de risque n°7 : Des nécroses et des signes de maladies, notamment des taches goudronneuses sur les feuilles des érables de la station A2 (signe d'une infection par le champignon *Rhytisma acerinum*), voire parfois la mortalité d'individus sont observés. La présence d'ETM dans les sols peut être à l'origine d'un affaiblissement des individus, les rendant ainsi vulnérables aux attaques extérieures. En ce qui concerne l'infection par le champignon *Rhytisma acerinum*, à long terme et au vu de l'ampleur de l'infection des

feuilles, un défaut important d'activité photosynthétique pourrait engendrer des dommages importants pour la population d'érables.

#### I.1.2.2. Les schémas conceptuels

C'est une représentation visuelle des hypothèses de risque. Les figures 1 à 4 présentent les schémas conceptuels des stations A1 à A4 élaborés à l'aide du logiciel Terrasys©. Pour ce faire, nous avons considéré que le compartiment « sol » se subdivise en 3 sous-compartiments en fonction des profondeurs d'analyses considérées. Ainsi, le sol de surface correspond à la profondeur d'analyse de 0-20 cm, le sol sous surface correspond à celle de 20-60 cm et le sol profond correspond à celle de 60-120 cm.

Les espèces figurant dans chaque schéma conceptuel correspondent aux entités cibles de l'ÉRÉ (Tableau 3) ayant été observées sur la station étudiée. À titre d'exemple, le faucon crécerelle *Falco tinnunculus* n'ayant été aperçu que sur A3, seul le schéma conceptuel de cette station intégrera cette espèce. Par ailleurs, en raison de paramètres prédéfinis par le logiciel, la macrofaune du sol est représentée par l'encadré « invertébrés du sol » et l'entomofaune inventoriée sur le site A est représentée par l'encadré « invertébrés terrestres ».

# Station A1

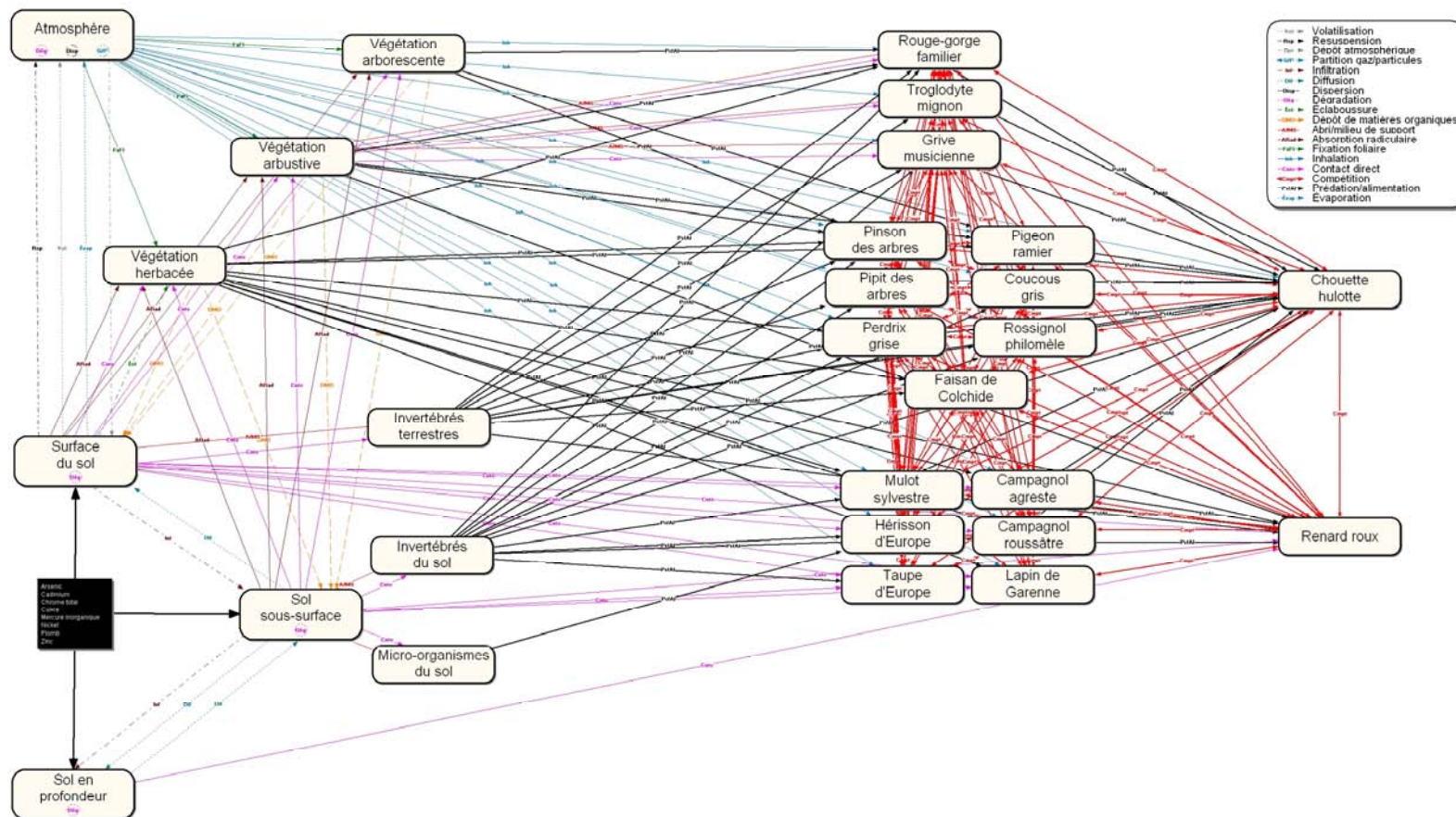


Figure 1 : Schéma conceptuel de la station A1

## Station A2

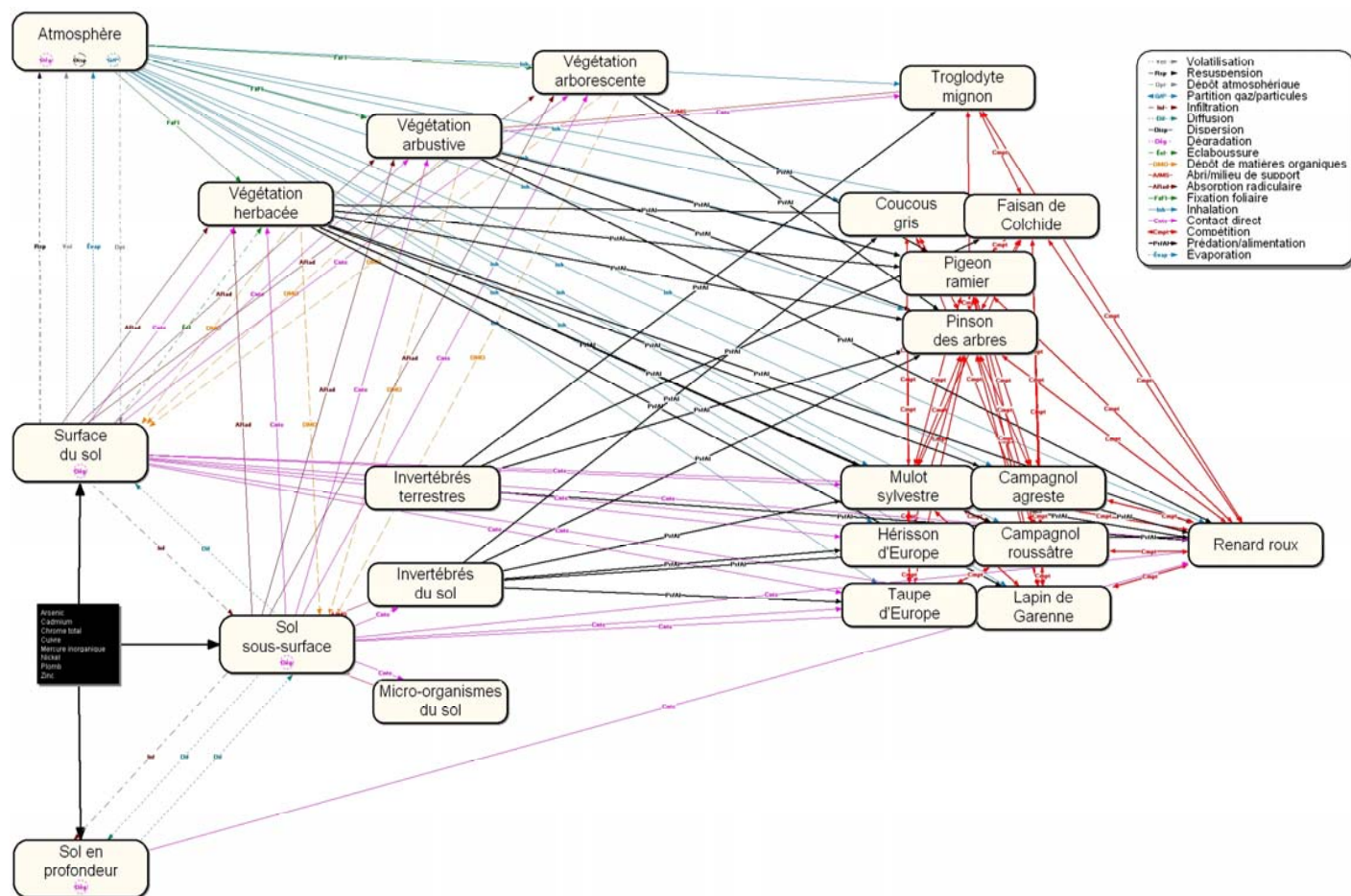
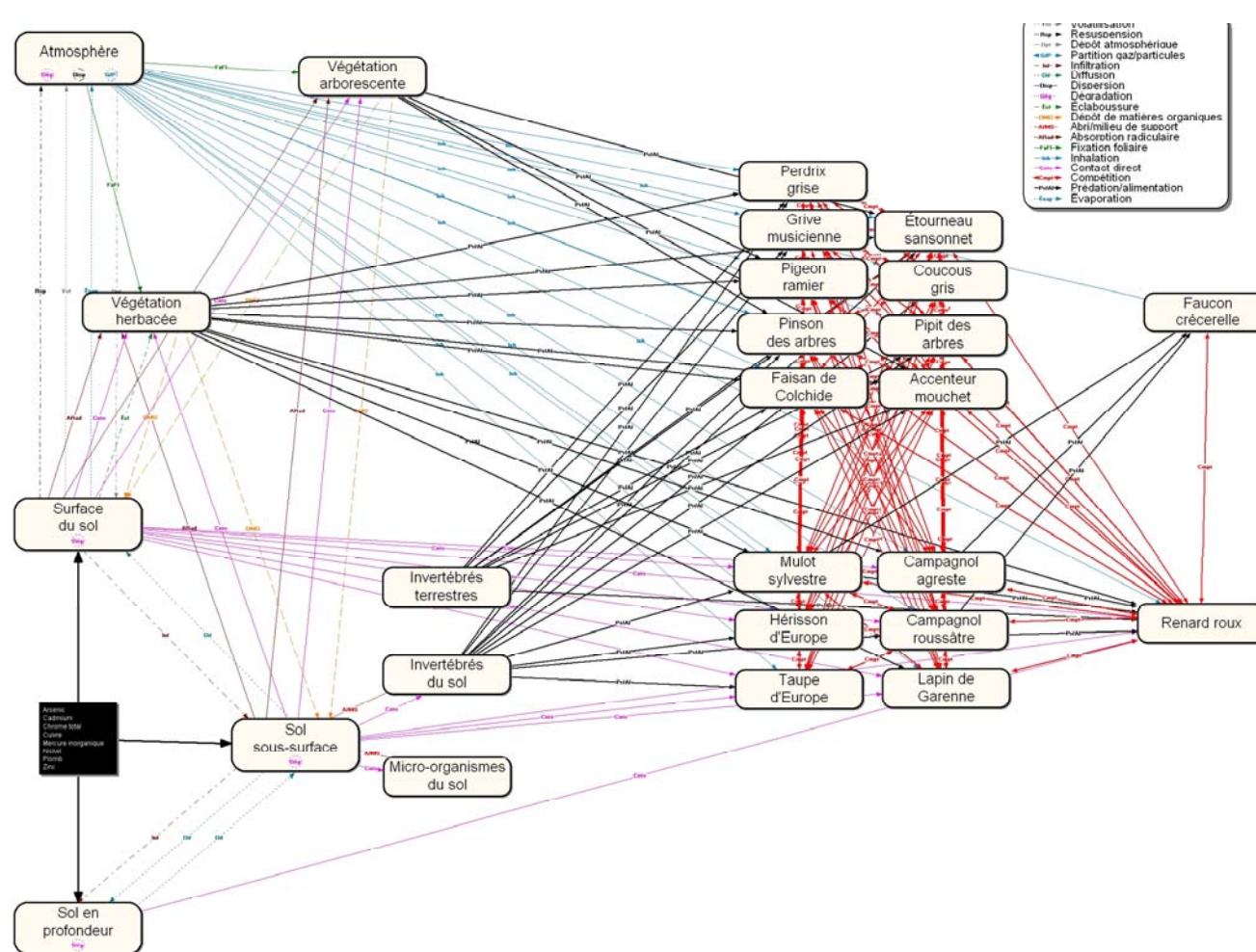


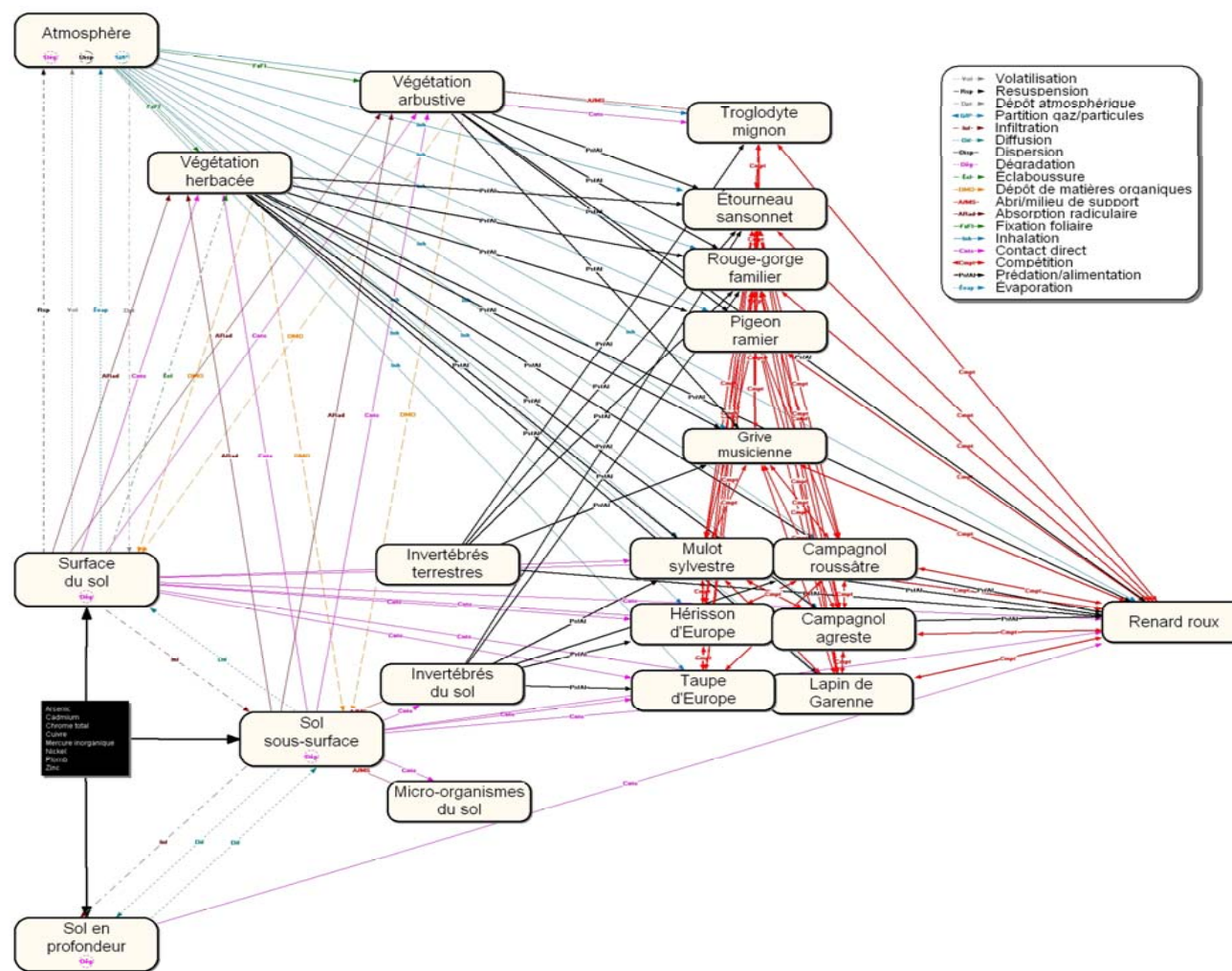
Figure 2 : Schéma conceptuel de la station A2

# Station A3



**Figure 3:** Schéma conceptuel de la station A3

# Station A4



**Figure 4 :** Schéma conceptuel de la station A4

Le modèle conceptuel est considéré comme l'une des plus importantes sources d'incertitudes. Celles-ci proviennent essentiellement de la non-prise en compte de certaines relations, d'une mauvaise représentativité du risque, d'un manque d'informations, de difficultés pour identifier et faire interagir les paramètres spatio-temporels ou encore de l'oubli d'un agent de stress (USEPA, 1998).

Dans notre cas d'étude, aucune autre relation n'est considérée en dehors des relations trophiques. De fait, les hypothèses de risques n°6 et n°7 ne sont pas représentées sur les schémas conceptuels réalisés. De la même manière, les strates végétales ne peuvent intégrer le niveau de l'espèce. Or, les espèces accumulent de manière différentielle et conditionnent ainsi l'intensité du transfert des ETM dans la chaîne alimentaire. Ces deux observations sont de ce fait des sources d'incertitudes conséquentes.

#### I.1.2.3. Le plan d'analyse

Durant cette dernière étape de la formulation du problème, les hypothèses de risque sont analysées afin de déterminer comment elles vont pouvoir être évaluées. Cette démarche implique une identification des mesures d'effets, d'exposition et des caractéristiques de l'écosystème nécessaires à l'évaluation des critères d'effets (Tableau 4).

**Tableau 4 : Plan d'analyse du site A**

Entités cibles	Critères d'effets	Mesures d'effets	Mesures d'exposition	Mesures des caractéristiques de l'écosystème
<b>Strate arborée</b>	Croissance et reproduction des arbres Abondance et diversité de la strate arborée État phytosanitaire des arbres	Bio-essai sur élongation racinaire Bio-essai de germination Indices de diversité	Teneur en ETM dans les sols Teneur en ETM dans les tissus foliaires	Étude des caractéristiques du sol
<b>Strate arbustive</b>	Croissance et reproduction des arbustes Abondance et diversité de la strate arbustive État phytosanitaire des arbustes	Bio-essai élongation racinaire Bio-essai de germination Indices de diversité	Teneur en ETM dans les sols Teneur en ETM dans les tissus foliaires	Étude des caractéristiques du sol Étude de la capacité de reproduction des espèces arborées
<b>Strate herbacée</b>	Croissance et reproduction des herbes Abondance et diversité de la strate herbacée	Bio-essai élongation racinaire Bio-essai de germination Indices de diversité	Teneur en ETM dans les sols Teneur en ETM dans les tissus des végétaux (partie aérienne)	Étude des caractéristiques du sol Étude des pollinisateurs
<b>Champignons</b>	Mortalité et croissance des champignons mycorhiziques Diversité et abondance des champignons mycorhiziques	Suivi des paramètres de mycorhizations	Teneur en ETM dans les sols Teneur en ETM dans tissus fongiques	Étude des caractéristiques du sol Étude des espèces végétales présentes
<b>Faune du sol</b>	Abondance et diversité de la macrofaune du sol État de l'activité biologique de la macrofaune du sol (respirométrie) Mortalité, croissance et reproduction des décomposeurs et détritivores du sol	Tests sur vers de terre Tests sur <i>Brachyonus calicyflorus</i> Test de respirométrie	Teneur en ETM dans les sols	Caractéristiques du sol
<b>Mammifères et oiseaux « nicheurs »</b>	Abondance et diversité des mammifères et des oiseaux nichant sur le site Mortalité, croissance et reproduction des mammifères nichant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements de mammifères	Analyse des caractéristiques morphologiques des individus Indices de diversité	Teneur en ETM dans les sols et modélisation de l'exposition via la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la ressource Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères et oiseaux herbivores</b>	Diversité, abondance et survie des herbivores Structure et fonctionnement des peuplements de mammifères	Analyse des caractéristiques morphologiques des rongeurs herbivores Indices de diversité	Teneur en ETM dans les parties aériennes des végétaux	Étude de la disponibilité et de la diversité de la ressource Étude des caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères fongivores</b>	Diversité, abondance et survie des fongivores Structure et fonctionnement des peuplements de mammifères fongivores	Indices d'abondance et de diversité Données bibliographiques	Teneur en ETM dans les tissus fongiques	Diversité et abondance des champignons (ressource) Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères et oiseaux omnivores</b>	Diversité, abondance et survie des omnivores	Indices d'abondance et de diversité Données bibliographiques	Teneur en ETM dans végétaux et faune du sol Modélisation des transferts dans la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la ressource Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères et oiseaux prédateurs</b>	Abondance des rapaces et de <i>Vulpes vulpes</i> Diversité des rapaces	Indices d'abondance et de diversité	Teneur en ETM dans les proies par modélisation du transfert des ETM dans la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la ressource Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques



## I.2. ANALYSE DE L'EXPOSITION ET DES EFFETS

À la suite de la phase de formulation du problème, la phase d'analyse de l'exposition et des effets est la deuxième phase de l'évaluation des risques écologiques.

### I.2.1. Caractérisation de l'exposition

#### I.2.1.1. Les milieux d'exposition

Les analyses physico-chimiques effectuées ont mis en évidence une tendance à l'accumulation des ETM dans les sols de surface et un transfert limité de ces éléments en profondeur. Ainsi, le milieu d'exposition de l'ÉRÉ est le sol, en particulier le sol de surface. Les concentrations d'exposition que nous retiendrons dans la suite de l'ÉRÉ correspondent aux teneurs maximales des ETM mesurées dans les sols de surface (0 - 20 cm).

#### I.2.1.2. Les principales voies d'exposition

En raison de la présence d'ETM dans les sols de surface, les compartiments environnementaux auxquels les entités cibles sont susceptibles d'être exposées sont le sol, la chaîne alimentaire et dans une moindre mesure l'atmosphère de par l'envol de poussières (Tableau 5).

**Tableau 5** : Les principales voies d'exposition par compartiments environnementaux

Milieux d'exposition	Voie d'exposition	Commentaires
Sol	Contact dermique	Une exposition significative par contact dermique peut être limitée aux contaminants organiques lipophiles donc capables de traverser la barrière épidermique. On note toutefois que le contact dermique peut entraîner l'assimilation des ETM chez certains invertébrés en contact intime avec le milieu comme <i>Eisenia foetida</i> (Grelle, 1998 ; Brulle <i>et al.</i> , 2009)
	Contact racinaire	Contaminants présents dans les sols et biodisponibles pour les végétaux peuvent être absorbés par le système racinaire
	Dépôt sur surface foliaire	Exposition des végétaux aux contaminants présents dans les sols par dépôt des particules (éclaboussures de pluie) sur les feuilles
	Ingestion	Ingestion non volontaire de sol contaminé par recherche de nourriture dans le sol
Chaîne alimentaire	Ingestion	Les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires (prédateurs), pas nécessairement en contact direct avec les agents de stress, peuvent être exposés par la consommation de ressources alimentaires contaminées
Atmosphère	Dépôt sur surface foliaire	Exposition des végétaux aux contaminants présents dans les sols par dépôt des particules (envol de poussière) sur les feuilles
	inhalation	Exposition aux particules de sol contaminé importante en particulier pour les animaux vivant sur le site en raison de l'envol de poussières sous l'effet du vent ou lors de construction de refuge dans le sol (renardière, terrier...)

De manière complémentaire, le tableau 6 identifie pour chacune des entités cibles de l'évaluation les milieux et les voies d'exposition potentielles.

**Tableau 6 : Milieux et voies d'exposition des entités cibles de l'ÉRÉ du site A**

Entité cible	Milieu d'exposition	Voies d'exposition
Strate arborée	Sol Atmosphère	Contact racinaire Dépôt foliaire
Strate arbustive	Sol Atmosphère	Contact racinaire Dépôt foliaire
Strate herbacée	Sol Atmosphère	Contact racinaire Dépôt foliaire
Champignons	Sol	Contact mycélien et dépôt de poussières sur partie aérienne
Faune du sol	Sol Chaîne alimentaire, sol Atmosphère	Contact dermique Ingestion Inhalation
Mammifères et oiseaux « nicheurs »	Chaîne alimentaire Sol Atmosphère	Ingestion Contact dermique et ingestion non volontaire Inhalation de poussières
Mammifères herbivores	Chaîne alimentaire	Ingestion
Mammifères omnivores	Sol	Contact dermique et ingestion non volontaire
Mammifères fongivores	Atmosphère	Inhalation
Mammifères prédateurs	Chaîne alimentaire	Ingestion
Oiseaux herbivores	Chaîne alimentaire	Ingestion
Oiseaux omnivores	Sol	Contact dermique et ingestion non volontaire
Oiseaux fongivores		
Oiseaux prédateurs	Chaîne alimentaire	Ingestion

### I.2.1.3. Intensité et de la variation spatio-temporelle de l'exposition et profil d'exposition

Selon la méthode US EPA, la variation spatio-temporelle de l'exposition, paramètre très important dans les sciences du vivant, doit être considérée lors du calcul de risque. Il convient alors de l'exprimer pour chaque entité cible. Dans cette optique, nous avons établi un indice d'intensité d'exposition qui a été attribué aux entités cibles (Tableau 7).

**Tableau 7: Indices d'intensité de l'exposition des entités cibles**

Indice d'intensité	Caractéristiques de l'entité cible
+++	Prédateurs Site utilisé pour habitat et alimentation
++	Omnivores, toute l'année Niche toute l'année
+	Herbivores toute l'année (tient compte de la diminution des ressources alimentation en hiver)
+/-	Omnivores, une partie de l'année
-	Herbivores, une partie de l'année

Cet indice est repris dans le tableau 8 dans lequel sont définis les profils d'exposition de chaque espèce cible.

**Tableau 8:** Profils d'exposition

Espèce cible	Entité cible	Voies d'exposition	Durée d'exposition	Intensité de l'exposition	Variation de l'exposition
Strate arborée		Contact racinaire, dépôt foliaire	Toute l'année	+++	Variation lors de la chute des feuilles (suppression dépôt foliaire)
Strate arbustive		Contact racinaire, dépôt foliaire	Toute l'année	+++	Variation lors de la chute des feuilles (suppression dépôt foliaire)
Strate herbacée		Contact racinaire, dépôt foliaire	Toute l'année	+++	Variation saisonnière de l'accumulation (Deram <i>et al.</i> , 2007)
Macrofaune du sol		Contact dermique, ingestion, inhalation	Toute l'année	+++	
Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i>	N+O	Ingestion (A+S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	
Rouge-gorge <i>Erithacus rubecula</i>	N+O	Ingestion (A+S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation et au nid
Troglodyte mignon <i>Troglodytes troglodytes</i>	N+O	Ingestion (A+S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	
Accenteur mouchet <i>Fringilla coelebs</i>	O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	
Étourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation
<i>Prunella modularis</i>	O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	
Rosignol philomèle <i>Luscinia megarhynchos</i>	O	Ingestion (A+S)	Printemps-été	+/-	
Pipit des arbres <i>Anthus trivialis</i>	O	Ingestion (A+S)	Printemps-été	+/-	Variation saisonnière (espèce migratrice)
Coucou gris <i>Cuculus canorus</i>	O	Ingestion (A+S)	Printemps-été	+/-	
Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i>	H	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	
Perdrix grise <i>Perdix perdix</i>	H	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Pigeon ramier <i>Columba palumbus</i>	H	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	
Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i>	P	Ingestion (A)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Chouette hulotte <i>Strix aluco</i>	P	Ingestion (A)	Toute l'année	+++	
Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i>	N+O + F	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Campagnol agreste <i>Microtus agrestis</i>	N+H	Ingestion (A + S)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination

		Inhalation (PS)			
Taupe d'Europe <i>Talpa talpa</i>	N+O	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Campagnol roussâtre <i>Clethrionomis glareolus</i>	N	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination Variation en fonction du mode de vie
Hérisson d'Europe <i>Erinaceus europaeus</i>	O + F	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Lapin de garenne <i>Oryctolagus cuniculus</i>	H	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Renard roux <i>Vulpes vulpes</i>	P	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon période de nidification (femelle) Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination

Légende : H = Herbivore, O = Omnivore, F = Fongivore, P = Prédateur, N = Nicheur; A= Aliment, S = Sol, PS = Poussières de sol

Ce tableau a pour objectif de synthétiser les principales caractéristiques de l'exposition des entités cibles de l'ÉRé du site A, c'est-à-dire (i) le lieu (station d'étude), la durée et la voie d'exposition ; (ii) la variabilité éventuelle de l'exposition ; (iii) les incertitudes inhérentes à l'estimation de l'exposition et (iv) l'estimation de la probabilité de l'exposition.

Ce tableau présente les entités cibles avec en premier lieu les animaux nichant et se nourrissant sur site, puis les non-nicheurs en fonction de leur régime alimentaire et de leur temps de résidence sur le site.

#### I.2.1.4. Quantification de l'exposition

Chez les végétaux et les champignons, la concentration d'exposition correspond à la concentration totale des contaminants du sol de la profondeur 0-20 cm. Pour les invertébrés du sol, la quantification de l'exposition a été réalisée sur la base de la concentration totale des contaminants du sol de la profondeur 0-20 cm. Pour les invertébrés terrestres, il n'existe pas de formules permettant le calcul de la concentration d'exposition par inhalation et contact dermique. De fait, la quantification de l'exposition n'a pu être menée à terme et devra être considérée comme une source d'incertitudes.

Pour les animaux nichant et se nourrissant sur le site, l'exposition totale doit être estimée à partir de la somme des concentrations d'exposition calculée pour l'ensemble des voies d'exposition (ingestion, contact dermique et inhalation) (ORNL, 1991). Chez les oiseaux et les mammifères, les données permettant de prendre en compte l'exposition par contact dermique et par inhalation sont parcellaires. De plus, ces voies d'exposition sont considérées comme négligeables (pour la justification, se reporter aux *Matériels et méthodes*). Elles ne sont donc pas prises en compte dans le calcul de la dose journalière d'exposition (DJE) et participent aux incertitudes. Par conséquent, la DJE calculée dans le cadre de l'ÉRé du site A correspond à la DJE par ingestion de nourriture. Disposant d'analyses réalisées *in situ*, les concentrations en polluants dans l'alimentation végétale ont été déterminées à partir des teneurs en plomb, zinc et cadmium mesurées dans les parties aériennes des végétaux (principe de spécificité). Pour les autres métaux et aliments, elles ont été estimées grâce au logiciel Terrasys©. A la suite de cela, pour chaque entité cible de l'ÉRé du site A, les doses journalières d'exposition (DJE) ont pu être calculées par nos soins pour chaque station.

#### I.2.1.5. Les incertitudes liées aux calculs de la dose journalière d'exposition

L'interprétation des DJE doit être prudente eu égard aux nombreuses incertitudes qu'elles intègrent. En effet, la variation des concentrations d'exposition selon l'âge, le sexe de l'individu et de la saison considérée (reproduction, migration, hivernage...) n'est pas prise en compte dans la formule proposée ci-dessus, ce qui engendre une source d'incertitudes. De plus, il est considéré que tous les individus ont la même taille, le même métabolisme, la même diète. Or en réalité, il y a des différences entre juvéniles, adultes, mâles, femelles. De plus, il s'agit de concentrations d'exposition par individus, l'extrapolation à des niveaux d'organisation supérieurs engendrera également des incertitudes. Pour pallier ce type d'incertitude, il est possible de calculer plusieurs concentrations d'exposition pour chaque saison et/ou chaque sexe par exemple. La comparaison de ces différentes estimations permettrait d'identifier quelle est la population la plus exposée au risque ou encore quelle est la saison de l'année où l'exposition est la plus conséquente. Néanmoins, cela implique la connaissance parfaite du comportement des espèces cibles pour les différents stades de leur vie. Or, ce genre d'informations n'étant pas renseigné pour toutes les espèces, une telle démarche n'est pas envisageable à ce jour.

Par ailleurs, la concentration d'exposition retenue pour le calcul du risque est souvent une valeur conservatrice (valeur maximale observée par exemple). Ces valeurs, nommées points d'estimation, sont sélectionnées car elles sont considérées comme protectrices de la plupart des individus et leur utilisation simplifie le calcul d'exposition. Or, l'emploi de ce type de valeur ne prend pas en compte la variation et l'incertitude associée aux paramètres d'exposition, ce qui peut engendrer une surestimation ou une sous-estimation des concentrations de contaminants auxquelles les entités cibles sont réellement exposées. Enfin, une modélisation de l'exposition ne renseigne pas la distribution spatiale de l'exposition ni la disponibilité de la ressource.

#### **I.2.2. Analyse des effets**

Pour déterminer les VTR des organismes en contact direct avec le sol (végétaux, champignons, invertébrés), un choix se présente entre l'utilisation des Eco-SSL (SSL pour soil screening values) et les PNEC. Notre choix s'est porté sur les Eco-SSL car elles

distinguent des valeurs pour les végétaux et les invertébrés du sol alors que la PNEC est une PNEC sol.

Pour les oiseaux et les mammifères, l'US EPA propose des valeurs toxicologiques de référence que nous avons retenues pour leur spécificité. Pour les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, nous avons également retenu des valeurs issues du projet « nomiracle » (PNEC food) qui ont l'avantage d'être espèces dépendantes. L'ensemble des valeurs retenues est utilisé afin de déterminer le quotient de risque.

### **I.3. CARACTERISATION DU RISQUE**

Les paragraphes suivants présentent les quotients de risque calculés pour les entités cibles des stations du site A.

#### **I.3.1. Risque pour les végétaux terrestres et la faune du sol**

L'évaluation des risques écologiques du site A met en évidence un risque pour les végétaux et la faune du sol. D'une manière générale, le risque calculé est plus important pour la station A1 que pour les autres stations d'étude pour lesquelles la contamination du sol est moins importante. Les polluants conduisant à un indice de risque supérieur à 1 pour les végétaux sont le plomb, le zinc et le mercure. Le cadmium et l'arsenic génèrent un risque sur la station A1, qui présente des concentrations importantes ( $> 20 \text{ mg.kg}^{-1}$  de cadmium dans les sols, soit environ 40 fois supérieure au fond pédogéochimique moyen pour cet élément). Aucun risque n'est mis en évidence suite aux expositions des végétaux par le nickel et le cuivre. En ce qui concerne la faune du sol, le zinc et le mercure induisent un risque important sur toutes les stations d'étude tout comme l'arsenic. Comme pour les végétaux, le cuivre et le nickel ne semblent pas générer de risque, ce qui est également le cas pour le cadmium. Le plomb est le seul métal pour lequel le risque induit diffère entre végétaux et invertébrés du sol, puisque pour la faune du sol, la station A1 est la seule pour laquelle l'indice de risque est supérieur à 1. Ainsi, les végétaux seraient plus impactés par le plomb que les invertébrés du sol. Sur la base des résultats, il est aussi remarquable que les indices de risque calculés sur la base des PNEC sol sont tous supérieurs à 1, ce qui laisse présager de la forte valeur majorante induite par ces valeurs toxicologiques de référence.

### **I.3.2. Risque pour les animaux se nourrissant sur le site A**

Concernant la station A1, la contamination en plomb, zinc et cadmium de la ressource alimentaire constitue un risque pour six espèces. Il s'agit de la Perdrix grise *Perdix perdix*, du Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, du Pigeon ramier *Columba palumbus*, du Mulot sylvestre *Microtus agrestis* pour les herbivores, Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* et du Pipit des arbres *Anthus trivialis* pour les omnivores. Le Coucou gris *Cuculus canorus* et le Rossignol philomèle *Luscinia megarhynchos* encourent un risque vis-à-vis du plomb et la Taupe d'Europe *Talpa talpa* encourent un risque vis-à-vis du cadmium. Le Campagnol agreste *Microtus agrestis* présente un risque pour le plomb, le zinc et le cadmium mais aussi pour l'arsenic, le cuivre, métal qui induit un risque toujours inférieur à 1 chez les végétaux consommés. Cela peut s'expliquer chez ce rongeur par son taux d'ingestion conséquent. En effet, pour un poids de 34 g, son taux d'ingestion est de 0,22 g de nourriture par gramme d'animal. Par comparaison le Lapin a un taux d'ingestion de 0,08 g de nourriture par gramme.

Concernant la parcelle A2, cinq espèces présentent un indice de risque supérieur à 1. Il s'agit du Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, du Pigeon ramier *Columba palumbus*, du Campagnol agreste *Microtus agrestis* pour les herbivores et de Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* et du Coucou gris *Cuculus canorus* pour les omnivores.

Concernant la station A3, les herbivores présentent un indice de risque supérieur à 1 à l'exception du Lapin. Ainsi la contamination en plomb, zinc et cadmium de leur ressource alimentaire (végétaux, graines, fruits) constitue un risque pour quatre espèces : la Perdrix grise *Perdix perdix*, le Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, le Pigeon ramier *Columba palumbus* et le Campagnol agreste *Microtus agrestis*. Le Campagnol roussâtre *Clethrionomis glareolus* présente également un risque par ingestion de nourriture contaminée au cadmium.

Concernant la station A4, quatre espèces présentent un risque engendré par la consommation de nourriture contaminée en plomb, zinc et cadmium. Il s'agit du Pigeon ramier *Columba palumbus* et du Campagnol agreste *Microtus agrestis* pour les herbivores et du Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* et du Campagnol roussâtre *Clethrionomis glareolus* pour les omnivores. Le Campagnol agreste est l'espèce par laquelle la probabilité d'apparition d'effet néfaste est la plus importante et induite par 5 agents de stress, contrairement au Pigeon et au



Lapin de garenne qui semblent susceptibles d'être atteints par le cadmium et le Troglodyte mignon qui présente un risque induit par le plomb.

#### **I.4. CONCLUSIONS DE L'ERE DU SITE A**

*In fine*, la station présentant le plus grand nombre d'espèces dont l'indice de risque est supérieur à 1 est A1. Il s'agit également de la station où les indices de risque sont les plus élevés. Enfin, quelle que soit la station considérée, le Camapgnol agreste *Microtus agrestis* présente les indices de risque les plus élevés, ce qui traduit sa grande vulnérabilité à l'égard de la contamination des sols aux ETM.

Concernant les risques pour les végétaux et les invertébrés, les polluants mis en évidence par le calcul de risque sont, comme attendu, le plomb et le zinc. Par contre, le cadmium qui est pourtant souvent en forte concentration, et l'ETM le plus accumulé dans nos conditions d'expérience, ne semble pas induire de risque pour ces entités cibles. Le mercure est aussi révélé mais cela est probablement dû à la valeur toxicologique de référence (PNEC sol) très proche du fond pédogéochimique. Par contre, l'ÉRÉ fait émerger l'arsenic vis-à-vis de la faune du sol. Ce métal est généralement peu pris en compte dans les études scientifiques menées sur ce secteur. Pour les animaux se nourrissant sur site A, un transfert du plomb, du zinc et du cadmium est susceptible d'engendrer des effets néfastes, en particulier pour les herbivores. Cela semble se vérifier pour les rongeurs dont les effectifs de capture sur site sont très faibles alors qu'*a priori* l'écosystème présente des caractéristiques favorables à leur développement. En revanche, en ce qui concerne *Columba palumbus*, le scénario d'exposition a été volontairement majoré (principe de précaution). Néanmoins, selon la littérature, il s'agit d'une espèce plutôt arboricole, ce qui relativise le risque calculé pour un nourrissage exclusivement au niveau du sol. Les animaux de bout de chaîne alimentaire, appelés prédateurs, n'expriment pas de risque fort quel que soit le métal considéré. Ceci s'observe même dans les conditions majorantes choisies, c'est-à-dire en considérant qu'ils se nourrissent exclusivement sur le site.

En ce qui concerne les incertitudes, elles sont de plusieurs natures. En effet, certaines hypothèses de risque comme la présence de *Rhytisma acerinum* dans des proportions importantes ne sont pas considérées dans l'évaluation des risques, même si ce parasite peut perturber la strate arborescente.

En ce qui concerne le schéma conceptuel, bien qu'il existe une certaine flexibilité au niveau des relations trophiques pouvant être mises en place par le biais du logiciel Terrasys©, toutes les entités cibles ne peuvent être représentées. Ainsi, les champignons ne sont pas distingués et sont répertoriés avec les microorganismes du sol. La macrofaune du sol est représentée par les invertébrés du sol et la diversité floristique est résumée en trois strates. De fait, le schéma conceptuel est considéré comme l'une des plus grandes sources d'incertitudes selon l'US EPA (1998).

Il en est de même pour la quantification du risque. En effet, bien que les milieux et les voies d'exposition soient détaillés, ils ne sont pas pris en compte dans le calcul de risque, à l'exception de la voie orale. Ainsi, l'inhalation et le contact dermique par exemple ne sont pas considérés. En ce qui concerne les valeurs toxicologiques de référence de l'EPA, elles présentent l'avantage de considérer plusieurs groupes biologiques (végétaux, invertébrés, mammifères et oiseaux) et plusieurs maillons de la chaîne alimentaire (herbivores, omnivores et prédateurs), elles sont par conséquent plus discriminantes que les PNEC. En revanche, de par leur utilisation, les risques mis en évidence ne sont pas reliés à des effets stricts mais à des risques globaux.

*In fine*, en raison des nombreuses sources d'incertitudes soulignées, l'indice de risque calculé être considéré comme une indication permettant de cibler les dangers et de hiérarchiser les entités cibles en fonction de leur susceptibilité aux agents de stress

## **Annexe II. RESULTATS DE L'ÉRE DU SITE B SELON LA METHODOLOGIE DE L'USEPA**

Les résultats de l'ÉRE du site B menée selon la méthodologie établie par l'USEPA nommée « Framework for ERA » sont présentées dans la suite de notre propos en respectant les trois phases essentielles suivantes : (i) la formulation du problème, (ii) l'analyse des effets et de l'exposition et enfin (iii) la caractérisation du risque.

### **II.1. LA FORMULATION DU PROBLEME**

À partir des données disponibles sur la source, ses agents de stress, les effets, l'écosystème et ses entités cibles, la formulation du problème produit trois types de résultats :

- (1) les critères d'effets de l'évaluation ;
- (2) le modèle conceptuel ;
- (3) et un plan d'analyse.

#### **II.1.1. Les critères d'effets**

Par définition, les critères d'effets de l'évaluation sont des expressions de la valeur actuelle de l'environnement qui doivent être protégés et correctement définis par une entité écologique et ses attributs. De fait, les entités écologiques potentiellement à risque ainsi que leur valeur spécifiques ont été identifiées sur la base des inventaires de terrain. Puis, pour chacune de ces entités cibles, les critères d'effets ont été définis.

##### **II.1.1.1. Les entités écologiques potentiellement à risque du site B**

Pour le site B, notre choix a porté sur

- des espèces qui sont en contact direct et permanent avec le sol contaminé, en particulier la flore vasculaire, les invertébrés du sol et les champignons ;
- des espèces qui sont en contact direct et permanent avec les eaux et sédiments contaminés, en particulier les algues, les macrophytes et les invertébrés aquatiques et benthiques ;
- des espèces qui utilisent le sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction, en particulier les mammifères (rongeurs, renard...) et qui sont de ce fait en contact direct mais intermittent avec le sol contaminé ;

- des espèces qui utilisent le milieu aquatique comme milieu de refuge et/ou de reproduction, en particulier la batrachofaune, et qui sont de ce fait en contact direct mais intermittent avec le milieu contaminé ;
- et des espèces se nourrissant de ressources potentiellement contaminées en particulier les herbivores, les omnivores et les fongivores. Les consommateurs de fin de chaîne alimentaire, appelés prédateurs, sont également considérés.

En conséquence, nous avons considéré les groupes biologiques suivant en tant qu'entités cibles potentiellement à risque du site B :

- (i) la flore vasculaire ;
- (ii) les invertébrés du sol ;
- (iii) les champignons ;
- (iv) les végétaux aquatiques (algues et macrophytes) ;
- (v) les invertébrés aquatiques ;
- (vi) les mammifères se nourrissant sur le site ;
- (vii) les mammifères nichant dans le sol ;
- (viii) les oiseaux se nourrissant sur le site ;
- (ix) les oiseaux nichant sur le site ;
- (x) la batrachofaune.

Pour étayer le choix de ces entités écologiques retenues pour l'éRé, la susceptibilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion doivent être considérées. Le tableau 9 synthétise, pour chaque entité cible du site B, la justification de leur sélection.

**Tableau 9 :** Justification des entités cibles du site B selon les critères de l'USEPA

Entité cible	Susceptibilité aux agents de stress		Pertinence écologique	Pertinence avec objectifs de gestion
	Nature de l'exposition	Niveau de l'exposition		
Flore vasculaire	Contact racinaire avec le milieu contaminé Absorption ou adsorption de substances toxiques au niveau racinaire Dépôts de sols contaminés sur les parties aériennes	Toute la vie de l'organisme Contact racinaire permanent	Producteurs primaires, base de la chaîne alimentaire Source de nourriture, lieu de reproduction et refuge notamment pour l'avifaune	Composition et structure d'un milieu forestier : qualité paysagère
Champignons	Contact racinaire avec le milieu contaminé Absorption ou adsorption de substances toxiques Bioaccumulation des ETM	Toute la vie de l'organisme Contact racinaire permanent	Activité biologique du sol (décomposeurs) Importance notamment des champignons symbiotiques (mycorhize)	Maintien de la strate arborée donc de l'écosystème forestier Fonctionnement (ressources minérales et organiques) du sol
Invertébrés du sol	Contact direct (cutané, inhalation, ingestion)	Toute la vie de l'organisme pour les adultes Stade larvaire pour certains organismes (larves de Diptères, par exemple)	Activité biologique du sol : décomposition, structure du sol	Fonctionnement (ressources minérales et organiques) du sol
Mammalofaune	Contact direct avec le sol Consommation de ressources végétales et fongiques contaminées (herbivores et fongivores) et/ou de proies contaminées (omnivores et prédateurs)	Contact direct permanent de tout (terriers, galeries) ou partie (déplacement) de l'organisme avec le sol Organismes inféodés à une aire géographique susceptible de correspondre à l'aire d'étude d'où un contact estimé à la durée de la vie	Diversité et équilibre de la chaîne trophique : <ul style="list-style-type: none"> <li>• herbivores</li> <li>• fongivores</li> <li>• omnivores</li> <li>• prédateurs</li> </ul>	Diversité et stabilité de l'écosystème Fonctionnement du réseau trophique notamment du milieu
Avifaune	Consommation de ressources végétales et fongiques contaminées (herbivores et fongivores) et/ou de proies contaminées (omnivores et prédateurs)	Exposition indirecte par les chaînes alimentaires Mobilité des organismes amenant à ne pas être exposé en permanence	Diversité et équilibre de la chaîne trophique : <ul style="list-style-type: none"> <li>• herbivores</li> <li>• fongivores</li> <li>• omnivores</li> <li>• prédateurs</li> </ul>	Diversité de l'écosystème Fonctionnement de la chaîne trophique

Entité cible	Susceptibilité aux agents de stress		Pertinence écologique	Pertinence avec objectifs de gestion
	Nature de l'exposition	Niveau de l'exposition		
Végétaux aquatiques	Contact et absorption racinaire et/ou foliaire	Contact direct et permanent avec l'eau et/ou les sédiments	Producteurs primaires, base de la chaîne alimentaire Source de nourriture, lieu de reproduction et refuge notamment pour les invertébrés aquatiques (vers, larves d'insectes, petits crustacés, mollusques)	Rôle de protection contre le courant Substrat pour les algues et la faune Habitats pour le périphyton (algues et bactéries fixées sur la végétation) et les invertébrés
Invertébrés aquatiques	Contact et/ou ingestion d'eaux et/ou de sédiments contaminés	Toute la vie de l'organisme pour les adultes	Source principale de nourriture pour plusieurs insectes et amphibiens Activité biologique du sédiment	Maintien de l'écosystème des rivières en équilibre fonctionnel et en bonne santé
Batrachofaune	Contact et/ou ingestion d'eaux contaminées Consommation de ressources alimentaires contaminées	Exposition intermittente et variable selon les espèces et leurs périodes d'activité Exposition indirecte par les chaînes alimentaires Mobilité des organismes amenant à ne pas être exposé en permanence	Groupe biologique composé d'espèces protégées et menacées de disparition	Groupe essentiel au maintien de la chaîne alimentaire Rôle important dans la valeur patrimoniale du site

*NB : Ne sont repris par la suite que les paragraphes de commentaire du tableau en lieu avec le milieu aquatique, la susceptibilité des entités cibles terrestres aux polluants étant, en toute logique, à rapprocher des paragraphes du site A.*

*a. Les végétaux aquatiques*

L'exposition des algues et macrophytes du site B avec les contaminants présents dans l'eau et/ou les sédiments est directe et permanente (contact et absorption racinaire et/ou foliaire). Ces entités sont par conséquent très vulnérables à la contamination de l'eau et du sédiment. Or, ce sont les producteurs primaires du milieu aquatique, ils sont donc à la base des chaînes trophiques. Les algues sont en effet une ressource alimentaire essentielle pour les animaux, en particulier pour les petits invertébrés (vers, larves d'insectes, petits crustacés, mollusques) qui se nourrissent des algues. Les macrophytes quant à elles jouent un rôle de protection contre le courant et constituent un substrat pour les algues et la faune. De même, les herbiers forment des habitats pour le périphyton (algues et bactéries fixées sur la végétation), les invertébrés et les poissons. Ainsi, des effets néfastes sur ces entités sont donc susceptibles d'entraîner une perturbation du fonctionnement global de l'écosystème.

*b. Les invertébrés aquatiques*

Les macro-invertébrés benthiques jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique, puisqu'ils sont la source principale de nourriture pour plusieurs poissons, insectes et amphibiens. Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'écosystème des rivières en équilibre fonctionnel et en bonne santé (Chessman, 1995). Sur le site B, les invertébrés aquatiques subissent de façon importante la contamination des eaux et des sédiments dans lesquels ils vivent. Les voies préférentielles d'exposition des invertébrés aquatiques sont le contact et/ou l'ingestion. Par comparaison avec les invertébrés pélagiques, les espèces benthiques sont exposées à une plus grande quantité de polluant (Woodcock et Huryn, 2007) en particulier au niveau des bassins de lagunage et de la mare temporaire du site B où les plus fortes teneurs en contaminants ont été mesurées dans le sédiment. La quantité de sédiments contaminés susceptibles d'être ingérés par les invertébrés benthiques varie selon la période d'activité, l'âge et le régime alimentaire des espèces.

### *c. La batrachofaune*

Les voies préférentielles d'exposition des amphibiens sont l'ingestion d'eaux contaminées, l'inhalation de substances volatiles et le contact avec l'eau contaminée. S'ajoute également une voie d'exposition indirecte : la chaîne alimentaire.

#### II.1.1.2. Définition des critères d'effets de l'évaluation

Pour déterminer les critères d'effets, il est nécessaire de définir au préalable la valeur spécifique de l'entité écologique et les caractéristiques de l'entité qui doivent être protégées et qui sont potentiellement à risque.

- Les végétaux terrestres et aquatiques

La valeur spécifique des végétaux terrestres est l'ensemble des communautés herbacées, arbustives et arborées. La valeur spécifique des végétaux aquatiques est l'ensemble des communautés algales et macrophytiques.

- Les invertébrés aquatiques (pélagiques et benthiques)

La valeur spécifique des invertébrés aquatiques est l'ensemble des invertébrés peuplant l'eau et les sédiments des cours d'eau, des mares temporaires et des bassins de lagunage.

- La batrachofaune

La valeur spécifique de la batrachofaune est représentée par les espèces ayant été observée sur le site B. L'inventaire de la batrachofaune révisée en 2007 a permis d'identifier quatre espèces : le Crapaud commun (*Bufo bufo*), la Grenouille rousse (*Rana temporaria*), le Triton palmé (*Triturus helveticus*) et le Triton ponctué (*Triturus vulgaris*).

- les champignons

La valeur spécifique des champignons est représentée par les Eumycètes.

- Les invertébrés du sol

La valeur spécifique des invertébrés du sol correspond à l'ensemble des invertébrés peuplant le sol. Seront par la suite distingués les invertébrés du sol, c'est-à-dire vivant dans le sol et les invertébrés terrestres et aériens, vivant sur le sol et volant.

- Les mammifères nichant sur le site B

Les inventaires écologiques *in situ* ont permis d'identifier douze espèces fréquentant le site B. Parmi elles, sept ont été piégées (les autres espèces identifiées l'ont été par observation des traces et indices de vie). Ainsi, le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le Campagnol agreste



*Microtus agrestis*, le Campagnol des champs *Microtus arvalis*, le Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*, le Léroty *Eliomys quercinus*, la Musaraigne couronnée *Sorex coronatus* et le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus* représentent les valeurs spécifiques des mammifères nicheurs du site B.

- Les mammifères se nourrissant sur le site B

Les douze espèces fréquentant le site B peuvent être considérées comme valeurs spécifiques de l'évaluation des risques écologiques. Leur niveau d'exposition aux contaminants des sols variant en fonction de la ressource alimentaire consommée, nous les avons réparties selon leur régime alimentaire. Ainsi, nous avons distingué :

- les herbivores, représentés par le Campagnol des champs *Microtus arvalis*, le Campagnol agreste *Microtus agrestis*, le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus*, le Rat musqué *Ondatra zibethicus* et le Lièvre d'Europe *Lepus europaeus* ;
- les fongivores, représentés par le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, *Clethrionomys glareolus* et *Erinaceus europaeus* ;
- les invertivores représentés par la Musaraigne couronnée *Sorex coronatus* ;
- les omnivores, représentés par *Apodemus sylvaticus*, *Erinaceus europaeus*, le Léroty *Eliomys quercinus* ;
- les prédateurs, représentés par la Belette *Mustela nivalis* et le Renard roux *Vulpes vulpes*.

- L'avifaune nicheuse du site B

Les inventaires ornithologiques réalisés en 2008 ont permis d'identifier 32 espèces d'oiseaux nicheurs sur le site B. Afin d'affiner notre analyse et d'identifier les valeurs spécifiques de l'entité cible, il est nécessaire de considérer le substrat d'accueil du nid des espèces. En effet, les espèces dont le nid se localise à la surface du sol, dans le sol, dans les herbes et/ou à la surface de l'eau seront davantage exposées à la contamination que les espèces dont le nid se situe en hauteur dans les arbustes et/ou la canopée. Ainsi, parmi l'avifaune nicheuse du site B, six espèces ont pour support de nidification le sol, les herbes et/ou la surface de l'eau. Il s'agit du Pouillot véloce *Phylloscopus collybita*, du Canard colvert *Anas platyrhynchos*, du Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, du Pouillot fitis *Phylloscopus trochilus*, du Grèbe castagneux *Trachybaptus ruficollis* et du Martin pêcheur *Alcedo atthis*.

De plus, parmi les oiseaux nicheurs du site B, les espèces se nourrissant directement au sol et/ou dans le milieu aquatique présentent une vulnérabilité plus importante à la contamination que les espèces se nourrissant dans le feuillage par exemple. Ainsi, quinze oiseaux nicheurs se nourrissant directement au sol et/ou dans le milieu aquatique ont été retenus comme valeurs spécifiques de l'ÉRé. Il s'agit de la Buse variable *Buteo buteo*, de la Chouette hulotte *Strix aluco*, du Faisan de Colchide *Phasianus colchicus*, de la Gallinule poule d'eau *Gallinula chloropus*, du Coucou gris *Cuculus canorus*, du Pinson des arbres *Fringilla coelebs*, de l'Accenteur mouchet *Prunella modularis*, de l'Etourneau sansonnet *Sturnus vulgaris*, de la Corneille noire *Corvus corone*, de la Grive musicienne *Sturnus philomelos*, du Merle noir *Sturnus merula* et du Rougegorgé familier *Erithacus rubecula* pour les nicheurs se nourrissant au niveau du sol, du Martin pêcheur *Alcedo atthis*, du Canard colvert *Anas platyrhynchos* et du Grèbe castagneux *Trachybaptus ruficollis* pour les nicheurs se nourrissant dans le milieu aquatique.

Parmi les 17 espèces représentant les valeurs spécifiques de l'avifaune nicheuse du site B, six d'entre elles présentent une vulnérabilité plus importante du fait de leur support de nidification et de leur substrat d'alimentation. Il s'agit du Faisan de Colchide, du Martin pêcheur, du Canard colvert, du Grèbe castagneux, du Pouillot fitis et du Pouillot véloce. De plus, la durée de l'exposition dépendant de la sédentarité de l'espèce, nous avons précisé dans la dernière colonne du tableau la sédentarité des espèces nicheuses du site B. Ce paramètre ne constitue pas un critère de sélection mais il sera considéré lors de la quantification de l'exposition.

- L'avifaune se nourrissant sur le site B

Parmi les 54 espèces fréquentant le site B, toutes ne présentent pas le même niveau d'exposition à la contamination. Celui-ci varie en fonction de la ressource consommée et du substrat de nourrissage. Ces deux critères de sélection ont donc été considérés. De fait, les oiseaux herbivores du sol (par opposition aux herbivores du feuillage), les fongivores, les omnivores se nourrissant surtout d'invertébrés du sol et les prédateurs chassant leurs proies au niveau du sol ont été retenus. Les herbivores du feuillage ainsi que les consommateurs d'invertébrés aériens, du feuillage, des troncs (invertivores et insectivores) n'ont pas été retenus. Pour affiner notre sélection, nous avons également considéré l'exposition (dernière

colonne du tableau) de ces différentes espèces et avons retenu les espèces nicheuses du site B ainsi que celles ayant été observées en train de s'alimenter sur le site. Les espèces observées en vol ou uniquement posées sur le site n'ont pas été retenues. Ainsi, en appliquant les trois critères de sélection (substrat d'alimentation, sédentarité et type d'observation), 18 espèces ont finalement été retenues comme valeurs spécifiques de l'avifaune se nourrissant sur le site B (tableau 10).

**Tableau 10:** Groupes aviaires des stations du site B en fonction de leur régime alimentaire et de leur substrat d'alimentation

Espèce	Régime alimentaire ou maillon trophique	Substrat d'alimentation	Obs.
Corneille noire <i>Corvus corone</i>	Omnivores	Sol	A
Pie bavarde <i>Pica pica</i>	Omnivores	Sol	A
Rossignol philomèle <i>Luscinia megarhynchos</i>	Omnivores	Sol	A
Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i>	Herbivores	Sol	N
Gallinule poule d'eau	Herbivores	Sol	N
Perdrix grise <i>Perdix perdix</i>	Herbivores	Sol	N
Coucou gris <i>Cuculus canorus</i>	Invertivores	Sol	N
Grèbe castagneux <i>Trachybaptus ruficollis</i>	Invertivores	Eau	N
Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i>	Omnivores	Eau	N
Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i>	Omnivores	Sol	N
Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	Omnivores	Sol	N
Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i>	Omnivores	Sol	N
Merle noir <i>Turdus merula</i>	Omnivores	Sol	N
Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i>	Omnivores	Sol	N
Rougegorge familier <i>Erithacus rubecula</i>	Omnivores	Sol	N
Martin-pêcheur <i>Alcedo atthis</i>	Piscivore	Eau	N
Buse variable <i>Buteo buteo</i>	Prédateurs	Sol	N
Chouette hulotte <i>Strix aluco</i>	Prédateurs	Sol	N

Légende : Obs = type d'observation ; A = s'alimentant sur le site ; N = Nicheur

Le tableau suivant (Tableau 11) regroupe pour chaque entité cible, les valeurs spécifiques qui lui sont attenantes ainsi que les principales caractéristiques à protéger (« quelle perte si l'entité cible vient à disparaître ? Pourquoi la protéger ? ») et à risque (« quel risque induit vis-à-vis de l'entité cible ? De quoi la protéger ? ») des entités cibles.

**Tableau 11:** Synthèse des critères d'effets de l'éRé du site B définis selon les caractéristiques à protéger ou à risque des entités cibles

Entité cible	Valeur(s) spécifique(s)	Caractéristiques à protéger ou à risque	Critères d'effets
<b>Flore vasculaire</b>	Communautés végétales (herbacée, arbustive, arborée)	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Survie des espèces et des individus                      Capacité d'accueil des différentes strates                      Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Absorption / adsorption de substances toxiques                      Transfert de substances toxiques dans les tissus                      Végétaux consommés par herbivores et omnivores</p>	Abondance et diversité des strates arborée, arbustive et herbacée État phytosanitaire des arbres, arbustes et herbacées Croissance et biomasse des arbres, arbustes et herbes Reproduction des arbres, arbustes et herbes
<b>Champignons</b>	Eumycètes	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Survie des espèces et des individus                      Cycle de la matière                      Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Perturbation de l'activité mycorhizique (influence sur la nutrition des symbiotes – maintien des strates végétales)                      Perturbation de l'activité de dégradation de la matière organique                      Absorption de métaux et transfert dans les tissus consommés par fongivores</p>	Diversité et abondance des champignons Taux de matière organique du sol
<b>Invertébrés du sol</b>	Invertébrés terrestres et aériens	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>                      Activité biologique du sol et cycle de la matière                      Survie des décomposeurs et détritivores du sol                      Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>                      Contact (au moins durant un stade de vie) avec le sol contaminé et accumulation de substances toxiques                      Perturbation de l'activité biologique (modification de la fragmentation et de la minéralisation de la matière organique).</p>	Abondance et diversité de la macrofaune du sol État de l'activité biologique de la macrofaune du sol (respirométrie) Mortalité, croissance et reproduction des décomposeurs et détritivores du sol

Entité cible	Valeur(s) spécifique(s)	Caractéristiques à protéger ou à risque	Critères d'effets
<b>Végétaux aquatiques</b>	Algues et macrophytes	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>            Survie des espèces et des individus            Capacité d'accueil des communautés végétales aquatiques            Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>            Absorption / adsorption de substances toxiques            Transfert de substances toxiques dans les tissus            Végétaux consommés par les herbivores et omnivores</p>	<p>Abondance et diversité des végétaux aquatiques            État phytosanitaire des végétaux aquatiques            Reproduction des végétaux aquatiques</p>
<b>Invertébrés aquatiques</b>	Invertébrés pélagiques et benthiques	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>            Activité biologique des sédiments et cycle de la matière            Survie des décomposeurs et détritivores du milieu aquatique            Réseau trophique fonctionnel</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>            Contact (au moins durant un stade de vie) avec l'eau et/ou le sédiment contaminé(e) et accumulation de substances toxiques            Perturbation de l'activité biologique (modification de la fragmentation et de la minéralisation de la matière organique).</p>	<p>Abondance et diversité des invertébrés pélagiques et benthiques            État de l'activité biologique des invertébrés benthiques            Mortalité, croissance et reproduction des décomposeurs et détritivores du milieu aquatique</p>
<b>Batrachofaune</b>	<p>Groupe biologique représenté par :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- le Crapaud commun (<i>Bufo bufo</i>),</li> <li>- la Grenouille rousse (<i>Rana temporaria</i>),</li> <li>- le Triton palmé (<i>Triturus helveticus</i>)</li> <li>- le Triton ponctué (<i>Triturus vulgaris</i>).</li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b>            Survie des animaux vivant sur le site            Réseau trophique fonctionnel            Stabilité et diversification de la biocénose</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b>            Ingestion, inhalation et contact avec substances toxiques présentes l'eau et/ou les sédiments            Ingestion de ressources contaminées</p>	

Entité cible	Valeur(s) spécifique(s)	Caractéristiques à protéger ou à risque	Critères d'effets
<b>Mammifères nichant sur le site</b>	Groupe fonctionnel représenté par : - Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i> - Campagnol agreste <i>Microtus agrestis</i> - Campagnol roussâtre <i>Clethrionomys glareolus</i> - Campagnol des champs <i>Microtus arvalis</i> - Lérot <i>Eliomys quercinus</i>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des animaux nichant dans le sol ou s'y déplaçant Réseau trophique fonctionnel Stabilité et diversification de la biocénose <b>Caractéristiques à risque :</b> Absorption de substances toxiques présentes dans le sol et/ou l'eau Ingestion de ressources contaminées	Abondance et diversité des mammifères nichant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements Mortalité, croissance et reproduction des mammifères
<b>Mammifères herbivores</b>	- Groupe fonctionnel représenté par : - Campagnol agreste <i>Microtus agrestis</i> - Campagnol des champs <i>Microtus arvalis</i> - Lapin de garenne <i>Oryctolagus cuniculus</i> - Rat musqué <i>Ondatra zibethicus</i> - Lièvre d'Europe <i>Lepus europaeus</i>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des herbivores, maillon clé de la chaîne alimentaire <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux ou parties de végétaux contaminés	Abondance et diversité des mammifères se nourrissant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements Mortalité, croissance et reproduction des herbivores
<b>Mammifères invertivores</b>	Groupe fonctionnel représenté par la Musaraigne couronnée <i>Sorex coronatus</i>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des invertivores, maillon clé de la chaîne alimentaire <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion d'invertébrés contaminés	Abondance et diversité des mammifères se nourrissant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements Mortalité, croissance et reproduction des invertivores
<b>Mammifères omnivores</b>	Groupe fonctionnel représenté par : - Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i> - Hérisson d'Europe <i>Ericeanus europaeus</i>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des consommateurs primaires et secondaires <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux et/ou de proies contaminés	Diversité et abondance des omnivores (invertivores) Survie des omnivores (invertivores) Structure et fonctionnement des peuplements
<b>Mammifères fongivores</b>	Groupe fonctionnel représenté par : - Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i> - Hérisson d'Europe <i>Ericeanus europaeus</i> - Campagnol roussâtre <i>Clethrionomys glareolus</i>	<b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de champignons contaminés	Diversité et abondance des fongivores Mortalité des fongivores (chez les mammifères mais aussi les gastéropodes) Structure et fonctionnement des peuplements
<b>Mammifères prédateurs</b>	Groupe fonctionnel représenté par : - Renard roux <i>Vulpes vulpes</i> - Belette <i>Mustela nivalis</i>	<b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des mammifères prédateurs (espèces clés de voûte) Richesse du réseau trophique (stabilité de l'écosystème) <b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de proies contaminées et bioamplification de l'exposition au sein de la chaîne alimentaire	Diversité et abondance des mammifères prédateurs Abondance du Renard roux (espèce protégée)

Entité cible	Valeur(s) spécifique(s)	Caractéristiques à protéger ou à risque	Critères d'effets
<b>Avifaune nichant sur le site</b>	<p>Groupe fonctionnel représenté par :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Buse variable <i>Buteo buteo</i>,</li> <li>- Chouette hulotte <i>Strix aluco</i>,</li> <li>- Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i>,</li> <li>- Gallinule poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i>,</li> <li>- Coucou gris <i>Cuculus canorus</i>,</li> <li>- Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i>,</li> <li>- Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i></li> <li>- Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i></li> <li>- Corneille noire <i>Corvus corone</i>,</li> <li>- Grive musicienne <i>Sturnus philomelos</i>,</li> <li>- Merle noir <i>Sturnus merula</i></li> <li>- Rougegorge familier <i>Erithacus rubecula</i></li> <li>- Martin pêcheur <i>Alcedo atthis</i></li> <li>- Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i></li> <li>- Grèbe castagneux <i>Trachybaptus ruficollis</i></li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des animaux dont le nid se situe au niveau du sol, réseau trophique fonctionnel, stabilité et diversification de la biocénose</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de ressources contaminées</p>	<p>Abondance et diversité des oiseaux nichant sur le site</p> <p>Mortalité, croissance et reproduction des oiseaux</p>
<b>Avifaune herbivore</b>	<p>Groupe fonctionnel représenté par :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i></li> <li>- Gallinule Poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i></li> <li>- Perdrix grise <i>Perdix perdix</i></li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des herbivores, maillon clé de la chaîne alimentaire</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux ou parties de végétaux contaminés</p>	<p>Mortalité, croissance et reproduction des herbivores</p>
<b>Avifaune omnivore</b>	<p>Groupe fonctionnel représenté par :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Corneille noire <i>Corvus corone</i></li> <li>- Rossignol philomèle <i>Luscinia megarynchos</i></li> <li>- Pie bavarde <i>Pica pica</i></li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des consommateurs primaires et secondaires</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de végétaux et/ou de proies contaminés</p>	<p>Diversité et abondance des omnivores (invertivores)</p> <p>Survie des omnivores (invertivores)</p>
<b>Avifaune prédatrice</b>	<p>Groupe fonctionnel représenté par :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Chouette hulotte <i>Strix aluco</i></li> <li>- Buse variable <i>Buteo buteo</i></li> </ul>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des rapaces (espèces clés de voûte)</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de proies contaminées et bioamplification de l'exposition au sein de la chaîne alimentaire</p>	<p>Diversité et abondance des rapaces</p>

### II.1.1.3. Le modèle conceptuel

L'élaboration du modèle conceptuel consiste en deux parties principales : (i) la définition d'hypothèses de risque décrivant les relations prédites entre les agents de stress et les critères d'effets de l'évaluation et (ii) la réalisation d'un diagramme qui illustre les relations présentant ces hypothèses de risque.

#### *a. Les hypothèses de risque*

Ce sont des hypothèses spécifiques qui concernent le risque potentiel pour les critères d'effets de l'évaluation. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site B, onze hypothèses de risque ont été formulées.

Hypothèse de risque n°1 : Parmi les substances émises par l'ancienne activité de blanchisserie, certaines d'entre elles sont plus ou moins persistantes dans les sols. Il s'agit des ETM et des PCB. En effet, les ETM, en particulier le nickel, le cuivre, le cadmium et le plomb ont la propriété d'être adsorbés/absorbés par les particules du sol. Dans le sol, ils vont donc avoir tendance à s'accumuler dans les horizons supérieurs en raison de leur faible solubilité et de leur adsorption par la matière organique du sol. Les PCB sont peu mobiles dans les sols en raison de leur faible solubilité et d'un Kow élevé. Les organismes en contact direct avec le sol tels que les organismes du sol, les organismes rampants (gastéropodes) et les organismes nichant dans le sol (renard, lapin par exemple) sont exposés de manière directe et à long terme aux ETM. Ils sont, par conséquent, susceptibles d'exprimer des effets néfastes liés à cette exposition.

Hypothèse de risque n°2 : Les substances chimiques, notamment les ETM, présentes dans le sol sont susceptibles d'être absorbées par les végétaux au niveau de leur partie racinaire et selon les propriétés des substances absorbées être stockées ou transloquées vers les parties aériennes. Il existe donc un risque pour les organismes végétaux (exposition directe) et l'ensemble des consommateurs du site B en raison de la bioaccumulation des substances toxiques et de leur transfert dans la chaîne alimentaire (exposition indirecte).

Hypothèse de risque n°3 : les substances toxiques du sol, en particulier les ETM peuvent être absorbées par les champignons et y être bioaccumulés. En conséquence, les champignons ne tolérant pas la présence de ces substances dans les sols et/ou dans leurs tissus (cas de



certaines espèces mycorhiziennes) sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes dus à la présence de ces éléments. De plus, l'accumulation de substances toxiques, notamment des ETM, dans les tissus fongiques peut entraîner leur transfert via la chaîne alimentaire, ce qui représente un risque potentiel pour les consommateurs de champignons tels que les gastéropodes.

Hypothèse de risque n°4 : De grands prédateurs tels que les rapaces, les renards, la belette utilisent ou sont susceptibles d'utiliser le site B comme site de nourrissage, de refuge et de reproduction. Il existe un risque par exposition indirecte : consommation de proies contaminées, notamment de petits mammifères tels que le mulot et le hérisson, ainsi que par exposition directe par inhalation de poussières et/ou ingestion de sol (niveau d'exposition variable selon utilisation et fréquentation du site)

Hypothèse de risque n°5 : Les arbres et arbustes du site B présentent des signes de mauvais état sanitaire (observations de nécroses, de maladies, de mortalité de certains individus). La présence de polluants, notamment d'ETM, de HAP et de PCB, dans les sols est à l'origine du mauvais état sanitaire des strates arbustives et arborées.

Hypothèse de risque n°6 : Au niveau des peupleraies du site B, l'épaisseur de la litière est très importante. La présence de polluants dans les sols, notamment d'ETM, de HAP et de PCB, est susceptible d'engendrer une baisse d'activité et/ou la mortalité des décomposeurs et détritivores du sol. En effet, l'accumulation d'agents de stress dans les horizons supérieurs des sols est susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière.

Hypothèse de risque n°7 : Les ETM, HAP et autres substances toxiques identifiées sur le site B peuvent entraîner une mortalité ou un ralentissement de la croissance des végétaux, ce qui aurait pour conséquences une diminution de la ressource alimentaire des herbivores et une restriction de la capacité de refuge du site B.

Hypothèse de risque n°8 : L'activité industrielle a entraîné la présence de substances toxiques dans l'eau des rigoles, des bassins de lagunages et de la mare temporaire du site B. La biocénose aquatique est susceptible d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion d'eaux contaminées.

Hypothèse de risque n° 9 : L'activité industrielle a entraîné la présence de substances toxiques dans les sédiments des rigoles, des bassins de lagunages et de la mare temporaire du site B. Les espèces de la faune et de la flore benthiques sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion de sédiments contaminés.

Hypothèse de risque n° 10 : Les producteurs primaires du milieu aquatique accumulent les substances toxiques présentes dans le milieu aquatique. Les consommateurs primaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite à l'ingestion de ressources contaminées.

Hypothèse de risque n° 11 : Les invertébrés du milieu aquatique accumulent les substances toxiques présentes dans le milieu aquatique. Les consommateurs secondaires et tertiaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite à l'accumulation de substances toxiques dans la chaîne trophique.

*b. Le schéma conceptuel*

C'est une représentation visuelle des hypothèses de risque. Les schémas conceptuels ont été élaborés à l'aide du logiciel Terrasys© (Figure 5).

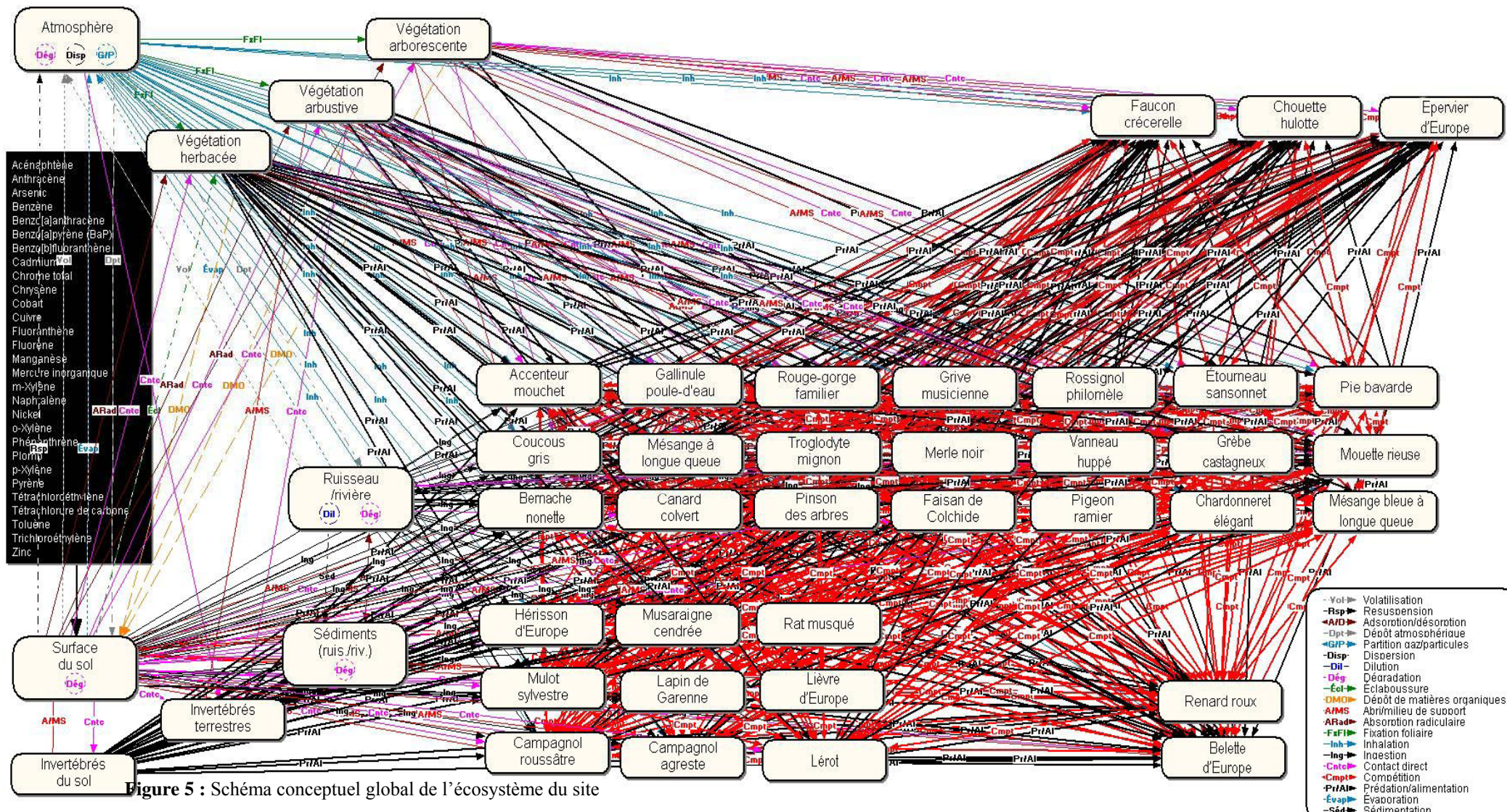


Figure 5 : Schéma conceptuel global de l'écosystème du site

### *c. Les incertitudes*

Dans notre cas d'étude, aucune autre relation n'est considérée en dehors des relations trophiques. De fait, les hypothèses de risques n°5, 6 et 7 ne sont pas représentées sur les schémas conceptuels réalisés.

#### II.1.1.4. Le plan d'analyse

Durant cette dernière étape de la formulation du problème, les hypothèses de risque sont analysées afin de déterminer comment elles vont pouvoir être évaluées. Cette démarche implique une identification des mesures d'effets, d'exposition et des caractéristiques de l'écosystème nécessaires à l'évaluation des critères d'effets (Tableau 12).

**Tableau 12 :** Plan d'analyse du site B

Entités cibles	Critères d'effets	Mesures d'effets	Mesures d'exposition	Mesures des caractéristiques de l'écosystème
<b>Strate arborée</b>	Croissance et reproduction des arbres Abondance et diversité de la strate arborée État phytosanitaire des arbres	Bio-essai sur élongation racinaire Bio-essai de germination Indices de diversité	Teneur en agents de stress dans les sols	Étude des caractéristiques du sol
<b>Strate arbustive</b>	Croissance et reproduction des arbustes Abondance et diversité de la strate arbustive État phytosanitaire des arbustes	Bio-essai élongation racinaire Bio-essai de germination Indices de diversité	Teneur en agents de stress dans les sols	Étude des caractéristiques du sol Étude de la capacité de reproduction des espèces arborées
<b>Strate herbacée</b>	Croissance et reproduction des herbes Abondance et diversité de la strate herbacée	Bio-essai élongation racinaire Bio-essai de germination Indices de diversité	Teneur en agents de stress dans les sols	Étude des caractéristiques du sol Étude des pollinisateurs
<b>Champignons</b>	Mortalité et croissance des champignons mycorhiziques Diversité et abondance des champignons mycorhiziques	Suivi des paramètres de mycorhizations	Teneur en agents de stress dans les sols	Étude des caractéristiques du sol Étude des espèces végétales présentes
<b>Invertébrés du sol</b>	Abondance et diversité des invertébrés du sol Mortalité, croissance et reproduction des décomposeurs et détritivores du sol	Tests sur vers de terre Tests sur <i>Brachyonus calicyflorus</i>	Teneur en agents de stress dans les sols	Caractéristiques du sol
<b>Végétation aquatique</b>	Diversité et développement de la végétation aquatique	Test algues	Teneurs en agents de stress dans les eaux et sédiments	Diversité des macrophytes
<b>Invertébrés aquatiques</b>	Abondance et diversité de la macrofaune du sol Mortalité, croissance et reproduction des décomposeurs et détritivores du sol	Test chironomes- Indices biologiques de diversité	Teneurs en agents de stress dans les eaux et sédiments	Données bibliographiques
<b>Batraciens</b>	Diversité et abondance des organismes		Teneurs en agents de stress dans les eaux et sédiments	Étude de l'habitat
<b>Mammifères et oiseaux « nicheurs »</b>	Abondance et diversité des mammifères et des oiseaux nichant sur le site Mortalité, croissance et reproduction des mammifères nichant sur le site Structure et fonctionnement des peuplements de mammifères	Analyse des caractéristiques morphologiques des individus Indices de diversité	Teneur en agents de stress dans les sols et modélisation de l'exposition via la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la ressource Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques

<b>Entités cibles</b>	<b>Critères d'effets</b>	<b>Mesures d'effets</b>	<b>Mesures d'exposition</b>	<b>Mesures des caractéristiques de l'écosystème</b>
<b>Mammifères oiseaux herbivores</b>	et Diversité, abondance et survie des herbivores Structure et fonctionnement des peuplements de mammifères	Analyse des caractéristiques morphologiques des rongeurs herbivores Indices de diversité	Teneur en agents de stress dans les sols et modélisation de l'exposition via la chaîne alimentaire	Étude de la disponibilité et de la diversité de la ressource Étude des caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères fongivores</b>	Diversité, abondance et survie des fongivores Structure et fonctionnement des peuplements de mammifères fongivores	Indices d'abondance et de diversité Données bibliographiques	Teneur en agents de stress dans les sols et modélisation de l'exposition via la chaîne alimentaire	Diversité et abondance des champignons (ressource) Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères et oiseaux omnivores</b>	Diversité, abondance et survie des omnivores	Indices d'abondance et de diversité Données bibliographiques	Modélisation des transferts dans la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la ressource Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques
<b>Mammifères et oiseaux prédateurs</b>	Diversité, abondance et survie des prédateurs	Indices d'abondance et de diversité	Teneur en ETM dans les proies par modélisation du transfert des agents de stress dans la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la ressource Caractéristiques de l'habitat Étude des relations trophiques

## **II.2. ANALYSE DE L'EXPOSITION ET DES EFFETS**

À la suite de la phase de formulation du problème, la phase d'analyse de l'exposition et des effets est la deuxième phase de l'évaluation des risques écologiques.

### **II.2.1. Caractérisation de l'exposition**

#### II.2.1.1. Les agents de stress de l'évaluation

En évaluation des risques, la présence d'une substance, quelle que soit sa concentration, détermine sa prise en compte dans le cadre de l'ÉRÉ. Ainsi, les substances détectées lors des analyses sont des agents de stress potentiels de l'écosystème. Néanmoins, en l'absence de valeur de référence (Eco-SSL, TRV ou PNEC), le risque ne pourra pas être calculé. Dans ce cas, les substances sont incluses dans les incertitudes de l'évaluation. Il en est de même pour les substances dont la teneur se situe en deçà de la limite de quantification.

##### *a. Les agents de stress du sol*

En évaluation des risques, la présence d'une substance, quelle que soit sa concentration, détermine sa prise en compte dans le cadre de l'ÉRÉ. Ainsi, les substances détectées lors des analyses sont des agents de stress potentiels de l'écosystème. Néanmoins, en l'absence de valeur de référence (Eco-SSL, TRV ou PNEC), le risque ne pourra pas être calculé. Dans ce cas, les substances sont incluses dans les incertitudes de l'évaluation. Il en est de même pour les substances dont la teneur se situe en deçà de la limite de quantification. Les substances retenues pour l'ÉRÉ pour la contamination des sols, sont les ETM, les HPA, les BTEX et les haloformes et apparentés. Pour les ETM, il s'agit plus particulièrement du plomb, du zinc, du nickel, du cadmium, du chrome, de l'arsenic et du mercure. Globalement, les zones de lagunage, de décharge et de dépôt présentent les plus fortes teneurs en ETM mesurées dans les sols. En ce qui concerne les HAP, l'ensemble des sols du site B est impacté par ce type de contamination, la chaufferie et la zone de dépôt présentant des teneurs particulièrement élevées. En ce qui concerne les BTEX, les teneurs mesurées au niveau des sols de la décharge, de la chaufferie et de la dalle sont en dessous des limites de quantification. En revanche, des teneurs plus importantes sont mesurées au niveau des zones de lagunage et du dépôt. Enfin, en ce qui concerne les haloformes et apparentés, une contamination en trichloroéthylène et en tétrachloroéthylène est observée au niveau de la dalle (les autres

teneurs se situent en deçà des limites de quantification). Les concentrations d'exposition qui seront retenues dans la suite de l'ÉRÉ correspondent aux teneurs moyennes mesurées dans les sols de surface des différents secteurs d'étude du site B.

*b. Les agents de stress du milieu aquatique*

Pour le compartiment aquatique, les agents de stress des eaux de surface retenues pour l'ÉRÉ sont l'arsenic, le chrome, le cuivre et le zinc pour les ETM, le trichoréthylène et le 1,1,1, trichloroéthane pour les haloformes et le naphtalène pour les HAP. De plus, en raison des limites de quantification, une contamination générale en pyrène, benzo(ghi)pérylène et indeno (1,2,3-cd)pyrène ne peut être exclue. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site B, les agents de stress du sédiment retenues pour l'ÉRÉ sont le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc ainsi que le 1,1,2 trichloroéthane.

**Tableau 13 :** Agents de stress des différents milieux du site B (mg.kg<sup>-1</sup> MS pour les sols et les sédiments ; en µg.L<sup>-1</sup> dans les eaux)

	Teneurs retenues pour les sols	Teneurs retenues pour les eaux	Teneurs retenues pour les sédiments
Arsenic	38	5,20	
Cadmium	14	-	4,70
Chrome	170	14,00	98,00
Cobalt	12	-	-
Cuivre	130	10,00	372,00
Manganèse	420	-	-
Mercuré	7	-	-
Nickel	170	-	-
Plomb	2200	-	161,00
Zinc	1600	40	402
Benzo(b)fluoranthène	80	-	-
Benzo(k)fluoranthène	19	-	-
Benzo(ghi) pérylène	23	0,05	-
Indeno(1,2,3-cd) pyrène	26	0,03	-
Benzo(a)anthracène	71	-	-
Dibenzo(ah)anthracène	13	-	-
Fluoranthène	140	-	-
Fluorène	9,7	-	-
Benzo(a)pyrène	48	-	-
Acénaphthylène	0,2	-	-
Acénaphène	8,2	-	-
Anthracène	19	-	-
Chrysène	70	-	-
Naphtalène	62	14,00	-
Phénanthrène	94	-	-
Pyrène	92	0,05	-
Benzène	0,3	-	-
Toluène	0,9	-	-
Ethylbenzène	0,2	-	-
Méta et para xylènes	2,5	-	-
Ortho xylènes	0,4	-	-
Xylènes totaux	10	-	-
Dichlorométhane	2	-	-



1,1 dichloroéthane	0,5	-	-
1,2 dichloroéthane	0,5	-	-
1,1,1, trichloroéthane	0,5	3,30	-
1,1,2, trichloroéthane	3	-	0,1
1,1 dichloroéthylène	22	-	-
1,2 cis dichlorethylene	0,6	-	-
1,2 trans dichlorethylene	0,5	-	-
Trichloroéthylène	22	4,60	-
Tétrachloroéthylène	0,8	-	-

- : non concerné

#### II.2.1.2. Les principales voies d'exposition

Le tableau 14 identifie pour chacune des entités cibles de l'évaluation les milieux et les voies d'exposition potentielles. En raison de la présence des agents de stress identifiés dans les sols de surface, il y a risque de contamination des entités cibles de l'écosystème terrestre :

- par ingestion de sol pour les animaux vivant ou fréquentant le site ;
- par inhalation des poussières pour les animaux vivant ou fréquentant le site ;
- par ingestion de ressources alimentaires contaminées pour les animaux (consommateurs primaires, secondaires et tertiaires) ;
- par absorption de sol contaminé par la partie racinaire des végétaux ;
- par contact avec le sol contaminé (animaux rampants, insectes vivants à la surface ou dans les premiers cm du sol...).

En ce qui concerne les eaux de surface, il y a un risque de contamination des entités cibles de l'écosystème terrestre et aquatique :

- par absorption/adsorption de substances dissoutes dans les eaux pour les végétaux aquatiques (algues et macrophytes) ;
- par contact, inhalation et/ou ingestion de substances dissoutes dans les eaux pour les animaux vivant dans le milieu aquatique (invertébrés, batraciens...) ;
- par contact avec les eaux contaminées pour les organismes fréquentant le milieu aquatiques (ex : Rat musqué *Ondatra zibethicus*) ;
- par ingestion d'eaux contaminées pour les animaux vivant ou fréquentant le site B ;
- par ingestion de végétaux aquatiques (algues et macrophytes) contaminées (mammifères et oiseaux herbivores et omnivores du site B) ;
- par ingestion d'invertébrés aquatiques contaminés (mammifères et oiseaux omnivores et invertivores du site B).

En raison de la présence d'ETM et de solvants chlorés dans les sédiments, il y a un risque de contamination des entités cibles de l'écosystème :

- par absorption/adsorption de substances présentes dans les sédiments au niveau de la partie racinaire des macrophytes ;
- par contact, inhalation et/ou ingestion de substances dissoutes présentes dans les sédiments pour les invertébrés benthiques ;
- par ingestion de particules solides du sédiment contaminé pour les organismes vivant dans le sédiment et les organismes fouisseurs qu'ils soient aquatiques ou terrestres ;
- par contact avec les particules solides du sédiment contaminé pour les organismes vivant dans le sédiment et les organismes fouisseurs qu'ils soient aquatiques ou terrestres.

**Tableau 14:** Milieux et voies d'exposition des entités cibles de l'éRé du site B

Entité cible	Milieu d'exposition	Voies d'exposition
Strate arborée	Sol	Contact racinaire
Strate arbustive	Sol	Contact racinaire
Strate herbacée	Sol	Contact racinaire
Champignons	Sol	Contact mycélien et dépôt de poussières sur partie aérienne
Invertébrés du sol	Sol Chaîne alimentaire	Contact dermique, ingestion Ingestion de ressources alimentaires contaminées
Végétaux aquatiques (algues et macrophytes)	Eau Sédiment	Contact foliaire Contact racinaire et absorption de substances dissoutes (eau interstitielle)
Invertébrés aquatiques	Eau Sédiments	Contact avec sédiments contaminés Absorption de substances dissoutes (eau interstitielle) Ingestion de sédiments contaminés
Batraciens	Eau	Contact dermique Ingestion d'eaux contaminées Ingestion de sédiments contaminés
Mammifères et oiseaux « nicheurs »	Chaîne alimentaire Sol Eau	Ingestion de ressources alimentaires contaminées Contact dermique et ingestion non volontaire Ingestion d'eaux contaminées
Mammifères herbivores Mammifères omnivores	Chaîne alimentaire Sol Eau	Ingestion de ressources alimentaires contaminées Contact dermique et ingestion non volontaire
Mammifères fongivores	Chaîne alimentaire Sol	Ingestion de ressources alimentaires contaminées Contact dermique et ingestion non volontaire
Mammifères prédateurs	Chaîne alimentaire	Ingestion de ressources alimentaires contaminées
Oiseaux herbivores Oiseaux omnivores	Chaîne alimentaire Sol Eau	Ingestion de ressources alimentaires contaminées Contact dermique et ingestion non volontaire
Oiseaux fongivores	Chaîne alimentaire Sol	Ingestion de ressources alimentaires contaminées Contact dermique et ingestion non volontaire

*a. Intensité et variation spatio-temporelle de l'exposition*

La variation spatio-temporelle de l'exposition doit être considérée lors du calcul de risque. Il convient alors de l'exprimer pour chaque entité cible. Le tableau 15 a pour objectif de synthétiser les principales caractéristiques de l'exposition des entités cibles de l'éRé du site B.

**Tableau 15:** Profil d'exposition des entités cibles du site B

Espèce cible	Statut	Voies d'exposition	Durée	Intensité	Variation
Strate arborée		Contact racinaire, dépôt foliaire	Toute l'année	+++	Variation lors de la chute des feuilles (suppression dépôt foliaire)
Strate arbustive		Contact racinaire, dépôt foliaire	Toute l'année	+++	Variation lors de la chute des feuilles (suppression dépôt foliaire)
Strate herbacée		Contact racinaire, dépôt foliaire	Toute l'année	+++	Variation saisonnière de l'accumulation (Deram <i>et al.</i> , 2007)
Invertébrés du sol		Contact dermique, ingestion	Toute l'année	+++	
Grive musicienne <i>Turdus philomelos</i>	N+O	Ingestion (A+S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation et au nid
Rougegorge familier <i>Erithacus rubecula</i>	N+O	Ingestion (A+S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation et au nid
Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i>	N+O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation
Étourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	N+O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation
Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i>	N+O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation
Rosssignol philomèle <i>Luscinia megarhynchos</i>	O	Ingestion (A+S)	Printemps-été	+/-	Variation saisonnière (espèce migratrice) Variation selon temps passé sur site
Coucou gris <i>Cuculus canorus</i>	N+O	Ingestion (A+S)	Printemps-été	+/-	Variation saisonnière (espèce migratrice)
Faisan de Colchide <i>Phasianus colchicus</i>	N+H	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Perdrix grise <i>Perdix perdix</i>	H	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination Variation selon temps passé sur site
Chouette hulotte <i>Strix aluco</i>	N+P	Ingestion (A)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Buse variable <i>Buteo buteo</i>	N+P	Ingestion (A)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Gallinule poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i>	N+H	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Corneille noire <i>Corvus corone</i>	N+O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation
Merle noir <i>Sturnus merula</i>	N+O	Ingestion (A+S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation
Martin pêcheur <i>Alcedo atthis</i>	N+P	Ingestion (A+E)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i>	N+H	Ingestion (A+E+S)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Grèbe castagneux <i>Trachybaptus ruficollis</i>	N+Iv	Ingestion (A+E)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Pouillot véloce <i>Phylloscopus collybita</i>	N + In	Ingestion (A + S)	Toute l'année	++	Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation et au nid

Pouillot fitis <i>Phylloscopus trochillus</i>	N+In	Ingestion (A + S)	Printemps-été	+/-	Variation saisonnière (espèce migratrice) Variation selon temps passé au sol pour l'alimentation et au nid
Pie bavarde <i>Pica pica</i>	O	Ingestion (A + S)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination Variation selon temps passé sur site
Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i>	N+O + F	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Campagnol agreste <i>Microtus agrestis</i>	N+H	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Campagnol des champs <i>Microtus arvalis</i>	N+H	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Campagnol roussâtre <i>Clethrionomis glareolus</i>	N	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination Variation en fonction du mode de vie
Musaraigne couronnée <i>Sorex coronatus</i>	N + I	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination Variation en fonction du mode de vie
Hérisson d'Europe <i>Erinaceus europaeus</i>	O + F	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	++	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Lapin de garenne <i>Oryctolagus cuniculus</i>	H	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Lérot <i>Eliomys quercinus</i>	N+Iv	Ingestion (A + S)	Toute l'année	+/-	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination Variation en fonction du mode de vie
Lièvre d'Europe <i>Lepus europaeus</i>	H	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Rat musqué <i>Ondatra zibethicus</i>	H	Ingestion (A + E + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+	Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Belette <i>Mustela nivalis</i>	P	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon période de nidification (femelle) Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination
Renard roux <i>Vulpes vulpes</i>	P	Ingestion (A + S) Inhalation (PS)	Toute l'année	+++	Variation selon période de nidification (femelle) Variation selon ressource consommée et son niveau de contamination

Légende : H = Herbivore, O = Omnivore, F = Fongivore, P = Prédateur, I = Invertivore ; N = Nicheur, A= Aliment, S = Sol, PS = Poussières de sol, p = prédateur, C = carnivore ; E = Eau

### *b. Quantification de l'exposition*

Chez les végétaux terrestres, les champignons et les invertébrés du sol, la concentration d'exposition correspond à la concentration totale des contaminants du sol de surface. Pour les végétaux aquatiques et les invertébrés benthiques, la quantification de l'exposition a été réalisée sur la base de la concentration totale des contaminants du sédiment. Pour les invertébrés pélagiques, la quantification de l'exposition a été réalisée sur la base de la concentration totale des contaminants des eaux superficielles. Pour les invertébrés, il n'existe pas de formules permettant le calcul de la concentration d'exposition par inhalation et contact dermique. De fait, la quantification de l'exposition n'a pu être menée à terme et devra être considérée comme une source d'incertitudes.

Pour les animaux nichant et se nourrissant sur le site, l'exposition totale doit être estimée à partir de la somme des concentrations d'exposition calculée pour l'ensemble des voies d'exposition (ingestion, contact dermique et inhalation) (ORNL, 1991). Chez les oiseaux et les mammifères, les données, ne permettant pas de prendre en compte l'exposition par contact dermique et par inhalation, sont parcellaires. De plus, ces voies d'exposition sont considérées comme négligeables. Elles ne sont donc pas prises en compte dans le calcul de la dose journalière d'exposition (DJE) et participent aux incertitudes. Par conséquent, la DJE calculée correspond à la DJE par ingestion de nourriture et par ingestion d'eau contaminée.

Les concentrations en polluants dans l'alimentation végétale et animale ont été déterminées à partir du logiciel Terrasys©. Pour mener à bien cette modélisation, les paramètres caractéristiques des espèces et de leur diète ont dus être renseignés sur la base de recherches bibliographiques.

Dans ce cadre, toutes les espèces n'étant pas renseignées, de nombreux rapprochements ont été réalisés avec des espèces proches et contribuent aux incertitudes (Tableau 16). Le Héron et le Martin pêcheur n'ont pas été retenus pour les calculs de risques en raison d'un problème technique. En effet, un arrêt de la modélisation apparaît lors de leur intégration au modèle conceptuel.

**Tableau 16** : Espèces utilisées en substitution lors de la modélisation

<b>Espèces inventoriées</b>	<b>Espèces pour la modélisation</b>	<b>Rapprochement avec une espèce</b>
-----------------------------	-------------------------------------	--------------------------------------

		<b>présentant le même régime alimentaire, recherches bibliographiques</b>
Belette d'Europe	Hermine	X
Lièvre d'Europe	Lièvre d'Amérique	
Lérot	/	X
Bernache nonette	Bernache du Canada	
Chardonneret élégant	/	X
Épervier d'Europe	Epervier brun	
Grèbe castagneux	Galinule poule d'eau	X
Mésange bleue	Mésange à longue queue	X
Mouette rieuse	Goéland argenté	X

Les concentrations d'exposition aux agents de stress du sol pour la flore vasculaire et les invertébrés du sol correspondent aux teneurs maximales mesurées dans les sols. Les concentrations d'exposition pour les autres entités cibles du site B dépendent de leur régime alimentaire, de la teneur en contaminants présents dans la ressource consommée et de leur taux d'ingestion. Il s'agit pour ces entités de calculer la dose journalière d'exposition (DJE) pour chaque entité cible en fonction de leur milieu d'exposition (sol, eaux de surface, sédiments). Précisons qu'en raison d'un problème technique rencontré lors de la modélisation, les concentrations dans les sédiments n'ont pas pu être intégrées dans le modèle conceptuel.

*c. Les incertitudes liées aux calculs de la dose journalière d'exposition*

Les concentrations d'exposition varient en fonction principalement de l'âge, du sexe, de la saison ; ces facteurs ne sont pas pris en compte dans la formule proposée ci-dessus et engendrent par conséquent une source d'incertitudes. De plus, il est considéré que tous les individus ont la même taille, le même métabolisme, la même diète. Or en réalité, il y a des différences entre juvéniles, adultes, mâles, femelles. Il s'agit également de concentrations d'exposition par individu, l'extrapolation à des niveaux d'organisations supérieures engendrera également des incertitudes. Pour pallier ce type d'incertitude, il est souhaité à terme de pouvoir calculer plusieurs concentrations d'exposition pour chaque saison et/ou chaque sexe par exemple. La comparaison de ces différentes estimations permettrait d'identifier quelle est la population la plus exposée au risque ou encore quelle est la saison de l'année où l'exposition est la plus conséquente. Néanmoins, cela implique la connaissance parfaite du comportement des espèces cibles pour les différents stades de leur vie. Or, ce genre

d'informations n'étant pas renseigné pour toutes les espèces, une telle démarche n'est pas envisageable à ce jour. Pour preuve, manquant de données pour certaines espèces, la modélisation a été réalisée sur la base d'une espèce proche.

Par ailleurs, la concentration d'exposition retenue pour le calcul du risque est souvent une valeur conservatrice (valeur maximale observée par exemple). Ces valeurs, nommées points d'estimation, sont sélectionnées car elles sont considérées comme protectrices de la plupart des individus et leur utilisation simplifie le calcul d'exposition. Or, l'emploi de ce type de valeur ne prend pas en compte la variation et l'incertitude associées aux paramètres d'exposition et peut engendrer une surestimation ou une sous-estimation des concentrations de contaminants auxquelles les entités cibles sont réellement exposées. Par contre, le fait de ne pouvoir considérer certaines voies d'exposition ou, comme dans cette application, certains milieux d'exposition (comme le sédiment) minorent le calcul d'exposition. Enfin, une modélisation de l'exposition ne renseigne pas la distribution spatiale de l'exposition ni la disponibilité de la ressource.

#### II.2.1.3. Analyse des effets

Lors de l'analyse des effets, une analyse bibliographique des effets de chaque agent de stress sur les entités cibles est menée afin de lister les effets attendus et de conduire une analyse approfondie des résultats. Les éléments recueillis ont été utilisés et intégrés pour définir les valeurs toxicologiques de référence et pour l'interprétation des résultats et des indices de risque obtenus.

L'ensemble des valeurs retenues est utilisé afin de déterminer le quotient de risque. Le tableau 41 synthétise les valeurs toxicologiques de référence retenues pour les agents de stress du compartiment « sol », du compartiment « eau » et du compartiment « sédiment » pour les végétaux et les invertébrés. Le tableau 42 regroupe les TRV utilisées pour l'ingestion de sol ou d'eau contaminée par les mammifères et les oiseaux du site d'étude.

Pour déterminer les VTR des organismes en contact direct avec le sol (végétaux, champignons, invertébrés), un choix se présente entre l'utilisation des Eco-SSL (SSL pour soil screening values) et les PNEC pour les ETM et les HAP. Notre choix s'est porté sur les Eco-SSL car elles distinguent des valeurs pour les végétaux et les invertébrés du sol alors que



la PNEC est une PNEC sol. Pour les autres substances (BTEX et haloformes), nous avons retenu les PNEC sol.

Pour déterminer les VTR des organismes du compartiment « eaux de surface » et du compartiment « sédiments d'eau douce » en contact direct (algues, macrophytes, invertébrés pélagiques) avec les agents de stress retenus, ce sont les PNEC établies par l'INERIS qui ont été utilisées.

### II.3. CARACTERISATION DU RISQUE

Les paragraphes suivants présentent les quotients de risque calculés pour les entités cibles du site B.

#### II.3.1. Risque pour les végétaux et les invertébrés

Pour les végétaux et invertébrés, le quotient de risque est calculé par le ratio entre la concentration maximale dans les sols de surface de chacune des zones du site B et la VTR. Ces indices de risque prennent en compte les groupes biologiques mais pas les espèces car les valeurs de référence disponibles ne sont valables que pour les groupes biologiques. Le tableau 17 résume les indices de risque des végétaux terrestres et les invertébrés du sol du site B.

**Tableau 17.** Indices de risque (IR) des végétaux terrestres et des invertébrés du sol du site B pour les contaminants retenus lors de l'ÉRÉ

Paramètres	IR flore terrestre	IR invertébrés terrestres
Arsenic	2,11	NC
Cadmium	0,44	0,09
Cuivre	1,86	1,62
Mercure	259,26	259,25
Nickel	4,47	0,60
Plomb	18,33	1294,10
Zinc	10,00	13,33
Benzo(k)fluoranthène	0,03	0,65
Fluorène	NC	0,33
Benzo(a)pyrène	NC	1,65
Acénaphthène	2,34	0,28
Anthracène	633,33	0,65
Naphtalène	206,66	2,13
Phénanthrène	125,33	3,24
Pyrène	920,00	3,17
Benzène	1,33	1,32
Toluène	2,65	2,65

Ethylbenzène	1,85	1,85
Méta et para xylènes	16,23	16,23
Ortho xylènes	8,29	8,29
1,1,1, trichloroéthane	NC	NC
Trichloroéthylène	80,00	80,00

Les contaminants engendrant un risque pour la flore terrestre sont les suivants : arsenic, cuivre, manganèse, mercure, nickel, plomb, zinc, benzène, toluène, xylènes, trichloréthylène, tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Ces indices de risque s'échelonnent de 1,3 pour le benzène à 920 pour le pyrène.

Chez les invertébrés du sol, les éléments présentant un indice de risque supérieur à 1 sont présentés dans le tableau ci-dessus. Les indices de risque sont compris ici entre 1,32 pour le benzène et 1294,11 pour le plomb. Les contaminants engendrant un risque sont les mêmes chez les végétaux et les invertébrés du sol, sauf pour l'arsenic, le nickel, l'acénaphène, l'anthracène, qui sont présents uniquement chez les végétaux, et pour le benzo(a)pyrène, qui n'entraîne un indice de risque supérieur à 1 que pour les invertébrés.

En raison de l'absence de VTR pour le 1,1,1 trichloroéthane, aucun indice de risque n'a pu être calculé. Lors de l'utilisation de PNEC sol comme valeur de référence, les indices de risques pour la flore et les invertébrés sont identiques, c'est le cas du mercure, du benzène, de l'éthylbenzène, de l'ensemble des xylènes et du trichloroéthylène.

**Tableau 18.** Indices de risque (IR) des végétaux aquatiques et des invertébrés aquatiques du site B pour les contaminants retenus lors de l'ÉRÉ

IR EAU	IR flore et les invertébrés aquatiques
Arsenic	1181,81
Chrome	4,12
Cuivre	6250
Zinc	4651,16
Naphtalène	1,16
Pyrène	5
Benzo(ghi)pérylène	NC
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	NC
1,1,1, trichloroéthane	0,13
Trichloroéthylène	0,04

Les PNEC utilisées ici sont des PNEC par milieu (PNEC eau) ; c'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous les groupes biologiques vivant dans le milieu concerné. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : l'arsenic, le chrome, le

cuivre, le zinc, le naphthalène et le pyrène. Ils s'échelonnent de 1,17 pour le naphthalène à 4651 pour le zinc.

**Tableau 19.** Indices de risque (IR) des végétaux liés au sédiment et des invertébrés benthiques du site B pour les contaminants retenus lors de l'ÉRé

IR SEDIMENT	IR flore liée au sédiment et invertébrés benthiques
Cadmium	2,04
Cuivre	465
Plomb	23,67
Zinc	NC
1,1,2 trichloroéthane	NC

Tout comme pour l'eau, les PNEC utilisées ici sont communes à la flore et aux invertébrés benthiques. C'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous ces groupes biologiques. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : le cadmium, le cuivre et le plomb. Ils s'échelonnent de 2,04 pour le cadmium à 23,67 pour le plomb. Pour le zinc et le 1,1,2 trichloroéthane, aucun IR n'a pu être calculé en raison de l'absence de VTR.

Les contaminants se retrouvant dans l'ensemble des végétaux et invertébrés du site sont : le cuivre, le plomb, le zinc, le trichloréthylène. D'après les indices de risque, la flore terrestre est plus sensible que les invertébrés du sol malgré le contact permanent qu'ont ces derniers avec ce milieu.

Concernant le milieu aquatique et les sédiments, seul le cuivre engendre un risque à la fois pour les organismes en relation avec l'eau et pour ceux en contact avec les sédiments.

### **II.3.2. Risque pour les animaux se nourrissant sur le site B**

Les tableaux suivants présentent les indices de risque pour les mammifères et l'avifaune. Pour les mammifères et l'avifaune, les valeurs de référence sont identiques pour les contaminants suivants : le benzène, fluorène, les xylènes, tétrachloréthylène, toluène et trichloroéthylène. Pour les HAP, seule une valeur de référence globale est disponible.

Une distinction entre l'ingestion d'aliments et de sol contaminé et l'ingestion d'eau est faite et deux indices de risque distincts sont calculés.

Sur le site B, les espèces n'encourant pas de risques chez les mammifères sont les suivantes : Lérot, Mulot sylvestre, Hérisson d'Europe, Campagnol roussâtre mâle, le Rat musqué ainsi que les prédateurs qui sont le Renard roux et la Belette.

**Tableau 20** : Risques mis en évidence pour les mammifères des stations étudiées pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Campagnol agreste</b>	Arsenic	2409,95	<b>Lièvre d'Europe</b>	Arsenic	4,18
	Cadmium	281,17		Cadmium	2,06
	Chrome total	8766,68		Chrome total	8,04
	Cuivre	424,02		Cuivre	3,35
	Fluorène	8,18		Fluorène	14,26
	Nickel	50427,74		Nickel	10,73
	Plomb	29637,28		Plomb	53,04
	Trichloroéthylène	5,22		p-xylène	1,68
	Zinc	18098,55		Trichloroéthylène	9,06
			Zinc	2,40	
<b>Lapin de garenne</b>	Arsenic	3,45	<b>Musaraigne cendrée</b>	Arsenic	6,63
	Chrome total	4,19		Cadmium	46,63
	Cuivre	1,67		Chrome total	1,49
	Fluorène	6,69		Cuivre	13,63
	Nickel	5,54		Plomb	27,47
	Plomb	25,08		zinc	31,54
	Trichloroéthylène	4,24			
	Zinc	1,20			

Le campagnol agreste encourt un risque pour l'ensemble des agents de stress retenus. Les IR vont de 5,22 (trichloroéthylène) à 29637 pour le plomb.

Les IR pour le Lapin de garenne vont de 1,20 (zinc) à 25,08 (plomb). Ils concernent l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb, le trichloroéthylène ainsi que le zinc tout comme pour le Lièvre pour lequel il faut ajouter le cadmium et le p-xylène. Pour le lièvre, les indices se situent de 1,63 (p-xylène) à 53,04 (plomb). Chez la Musaraigne cendrée, les différents contaminants engendrant un risque sont les ETM. Les indices de risques s'échelonnent de 1,49 (chrome total) à 46,63 (cadmium).

Chez l'ensemble des mammifères, les deux contaminants les plus préoccupants par ingestion sont le plomb et le cadmium. Le Campagnol agreste présente des indices de risque très supérieur aux autres mammifères.

Sur le site B, l'avifaune n'encourant pas de risques regroupe les espèces suivantes : Vanneau huppé, Gallinule poule d'eau, Grive musicienne, Accenteur mouchet, Etourneau sansonnet, Faucon crécerelle, Chouette hulotte et Epervier d'Europe. On remarque ainsi que les prédateurs de fin de chaîne ne sont pas touchés. À l'exception de la Mouette rieuse, le plomb est l'agent de stress générant les indices de risques les plus importants pour les espèces cibles. Le plomb entraîne un indice de risque supérieur à 1 pour le Coucou gris, le Pinson des arbres, le Chardonneret élégant et le Rossignol Philomèle. Ces espèces ne présentent aucun autre IR

supérieur à 1 à l'exception du Rouge-gorge qui présente également un indice supérieur à un pour le zinc. La Pie bavarde présente également des IR supérieurs à 1 pour le fluorène et le trichloréthylène. Les indices de risque pour cet agent sont compris entre 9 chez le Merle noir et 15 000 chez le Grèbe castagneux. Cette espèce est celle qui sur la base de cette étude est sensible au plus grand nombre d'agents de stress et pour laquelle les indices de risques sont les plus élevés. Un autre oiseau d'eau, le Canard colvert présente des indices de risque conséquents. La Mouette rieuse, se nourrissant sur la décharge, est elle aussi exposée à un grand nombre de substances. Les passereaux, moins inféodés à l'eau superficielle du site ou à la décharge, présentent des indices de risque plus petits et pour un nombre d'agents de stress plus restreint, de nature généralement inorganique à l'exception du trichloréthylène, du xylène et du fluorène.

**Tableau 21 : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé**

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Canard colvert</b>	Arsenic	3,17	<b>Bernache nonette</b>	Arsenic	1,46
	Cadmium	8,22		Chrome total	5,46
	Chrome total	9,03		Cuivre	3,48
	Cuivre	10,68		Fluorène	10,73
	Fluorène	17,10		Nickel	2,04
	Nickel	3,36		Plomb	115,20
	o-xylène	1,12		p-xylène	1,27
	Plomb	205		Trichloroéthylène	6,82
	p-xylène	2,02		zinc	2,12
	Trichloroéthylène	10,86			
zinc	13,49				
<b>Faisan de Colchide</b>	Arsenic	1,14	<b>Pigeon ramier mâle</b>	Chrome total	1,54
	Chrome total	4,02		Cuivre	1,93
	Cuivre	3,17		Fluorène	2,58
	Fluorène	7,78		Plomb	28,66
	Nickel	1,55		Trichloroéthylène	1,64
	Plomb	84,07			
	Trichloroéthylène	4,94			
<b>Grèbe castagneux</b>	Arsenic	25,78	<b>Pie bavarde</b>	Fluorène	1,61
	Benzène	2,69		Plomb	19,09
	Cadmium	38,60		Trichloroéthylène	1,02
	Chrome total	291,18	<b>Pinson des arbres</b>	Plomb	1,18
	Cobalt	8,78	<b>Chardonneret élégant</b>	Plomb	4,26
	Cuivre	240,00	<b>Rougegorge familier</b>	Plomb	5,82
	Fluorène	892,75		zinc	1,09
	Manganèse	17,82	<b>Rossignol philomèle</b>	Plomb	5,32
	m-xylène	44,63	<b>Mésange à longue queue et Mésange bleue</b>	Cadmium	1,62
	Nickel	229,33		Cuivre	1,24
	o-xylène	84,013		Plomb	5,40
	Plomb	15030,08		zinc	2,38
	p-xylène	173,24	<b>Troglodyte mignon</b>	Cadmium	2,46
	Tétrachloroéthylène	89,59		Cuivre	1,98
	Toluène	32,16		Plomb	12,26
	Trichloroéthylène	1133,81		zinc	3,65

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
	zinc	355,35			
<b>Mouette rieuse mâle</b>	Arsenic	1,90	<b>Merle noir mâle</b>	Cadmium	1,48
	Benzène	21,93		Cuivre	1,24
	Cadmium	5,37		Plomb	9,00
	Chrome total	3,50		zinc	2,21
	Cobalt	3,28			
	Cuivre	5,23			
	Fluorène	2,31			
	m-xylène	5,21			
	Nickel	1,14			
	o-xylène	51,48			
	Plomb	35,26			
	p-xylène	14,94			
	Tétrachloroéthylène	4,48			
	Toluène	7,31			
	Trichloroéthylène	2,86			
zinc	7,20				

### II.3.3. Risque pour les animaux du site B par ingestion d'eau contaminée

Les tableaux 22 et 23 présentent les IR calculés pour l'ingestion d'eau pour les mammifères et l'avifaune, respectivement. Pour l'ingestion d'eau, les espèces de mammifères n'encourant pas de risques sont les suivantes : Campagnol roussâtre, Rat musqué, Musaraigne cendrée, Mulot sylvestre, Renard roux et Belette.

**Tableau 22** : Risques mis en évidence pour les mammifères pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
<b>Campagnol agreste</b>	Arsenic	3,47	<b>Lapin de garenne</b>	Arsenic	2,59
	Benzène	66,19		Benzène	49,38
	Cadmium	2,04		Cadmium	1,52
	Chrome total	7,87		Chrome total	5,87
	Cobalt	9,83		Cuivre	5,51
	Cuivre	7,39		Fluorène	1,45
	Fluorène	1,94		Manganèse	1,27
	Manganèse	1,70		m-xylène	11,58
	m-xylène	15,52		Nickel	1,66
	Nickel	2,23		o-xylène	115,78
	o-xylène	155,18		Plomb	6,85
	Plomb	9,18		p-xylène	33,22
	p-xylène	44,52		Tétrachloroéthylène	9,88
	Tétrachloroéthylène	13,24		Toluène	16,41
	Toluène	21,10		Trichloroéthylène	18,67
Trichloroéthylène	25,02				
<b>Lièvre d'Europe</b>	Arsenic	1,23	<b>Hérisson d'Europe</b>	Anthracène	1,16
	Benzène	23,48	<b>Lérot</b>	Benzène	1,07
	Chrome total	2,79		o-xylène	2,52
	Cobalt	3,49			
	Cuivre	2,62			
	o-xylène	55,04			
	Plomb	3,26			
	p-xylène	15,79			
Tétrachloroéthylène	4,70				

	Toluène	7,80			
	Trichloroéthylène	8,88			

Le Campagnol agreste présente des indices de risque supérieurs à 1 pour l'arsenic, le benzène, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le fluorène, le manganèse, le m-xylène, le nickel, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloréthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Ces indices s'échelonnent de 1,70 (manganèse) à 155,18 (o-xylène).

De nombreux contaminants engendrent tous un IR supérieur à 1 pour le Lapin de garenne. Les IR vont de 1,27 (manganèse) à 115,78 (o-xylène). Le Lièvre présente quant à lui des IR supérieurs pour l'arsenic, le benzène, le chrome, le cobalt, le cuivre, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloroéthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Ses IR vont de 1,23 pour l'arsenic à 55,04 pour le o-xylène.

A *contrario*, le Hérisson et le Léroty semblent être des espèces peu sensibles car ils ne présentent respectivement des IR supérieurs à 1 qu'avec l'anthracène pour le premier puis le benzène et l'o-xylène pour le second.

Concernant l'ingestion d'eau, le o-xylène semble être le contaminant engendrant les indices de risque les plus élevés chez l'ensemble des mammifères.

**Tableau 23** : Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré	
<b>Bernache nonette</b>	Benzo(a)fluoranthène	212976	<b>Faisan de Colchide</b>	Anthracène	1,16	
	Cadmium	5,48		Benzo(a) fluoranthène	270934	
	Chrome total	1,71		Cadmium	6,97	
	Cobalt	57,50		Chrome total	2,18	
	Cuivre	7,19		Chrysène		
	Fluoranthène	239,60		Cobalt	73,15	
	Fluorène	230,02		Cuivre	9,14	
	Manganèse	7,78		Fluoranthène	304,80	
	Mercure	6117413		Fluorène	292,61	
	Nickel	11,50		Manganèse	9,90	
	Phénantrène	120,16		Mercure	7782164	
	Pyrène	1150073		Nickel	14,63	
	Toluène	38,85		Phénantrène	152,86	
	zinc	2,21		Plomb	1,46	
			Pyrène	1463047		
			Toluène	49,43		
<b>Canard colvert mâle</b>	Anthracène	1,16	<b>Coucou gris</b>	Benzo(a)fluoranthène	3222,45	
	Benzo(a) fluoranthène	270643		Fluoranthène	3,63	
	Cadmium	6,96		Fluorène	3,48	
	Chrome total	2,18		Mercure	92559,86	
	Cobalt	73,04		Phénantrène	1,82	
	Cuivre	9,13		Pyrène	17401	
	Fluoranthène	304,47		<b>Vanneau huppé</b>	Benzo(a) fluoranthène	3289,19
	Fluorène	292,30			Fluoranthène	3,70
	Manganèse	9,89			Fluorène	3,55
	Mercure	7773794			Mercure	94476
Nickel	14,62	Phénantrène	1,86			

	Phénantrène	152,691	<b>Gallinule poule d'eau</b>	Pyrène	17761
	Plomb	1,46		Benzo(a) fluoranthène	2575,89
	Pyrène	1461473		Fluoranthène	2,90
	Toluène	49,37		Fluorène	2,78
	zinc	2,81		Mercure	73988
	zinc	2,81		Phénantrène	1,45
<b>Grèbe castagneux</b>			<b>Grive musicienne</b>	Pyrène	13909
	Anthracène	1,63		Benzo(a) fluoranthène	3676
	Arsenic	1,81		Fluoranthène	4,14
	Benzo(a) fluoranthène	1317072		Fluorène	3,97
	Cadmium	38,69		Mercure	105606
	Chrome total	13,61		Phénantrène	2,07
	Cobalt	558,06	Pyrène	19854	
	Cuivre	76,09	<b>Pie bavarde</b>	Benzo(a) fluoranthène	23149
	Fluoranthène	2747,04		Cobalt	6,25
	Fluorène	2839,61		Fluoranthène	26,04
	Manganèse	102,92		Fluorène	25,00
	Mercure	86290417		Mercure	664927
	Naphatalène	10,64		Nickel	1,25
	Nickel	192,59		Phénantrène	13,06
	o-xylène	5,07		Pyrène	125006
	Phénantrène	2223	<b>Épervier d'Europe</b>	Toluène	4,22
	Plomb	22,30		Benzo(a) fluoranthène	3851
	p-xylène	2,24		Cobalt	1,04
	Pyrène	24 320 732		Fluoranthène	4,33
	Toluène	924,24		Fluorène	4,16
zinc	56,50	Mercure		110638	
		Phénantrène		2,17	
		Pyrène		20800	
<b>Merle noir</b>	Benzo(a) fluoranthène	3744,73	<b>Pinson des arbres</b>	Benzo(a) fluoranthène	5034,04
	Cobalt	1,01		Cobalt	1,36
	Fluoranthène	4,21		Fluoranthène	5,66
	Fluorène	4,04		Fluorène	5,44
	Mercure	107561		Mercure	144594
	Phénantrène	2,11		Phénantrène	2,84
	Pyrène	20221		Pyrène	27183
<b>Chardonneret élégant</b>	Benzo(a) fluoranthène	6024	<b>Rouge-gorge familial</b>	Benzo(a) fluoranthène	5143
	Cobalt	1,63		Cobalt	1,39
	Fluoranthène	6,78		Fluoranthène	5,79
	Fluorène	6,51		Fluorène	5,56
	Mercure	173035		Mercure	147731
	Phénantrène	3,40		Phénantrène	2,90
	Pyrène	32530		Pyrène	27773
	Toluène	1,10			
<b>Rossignol philomèle</b>	Benzo(a) fluoranthène	4840	<b>Mésange à longue queue et Mésange bleue</b>	Benzo(a) fluoranthène	4851
	Cobalt	1,31		Cobalt	1,31
	Fluoranthène	5,45		Fluoranthène	5,46
	Fluorène	5,23		Fluorène	5,24
	Mercure	139030		Mercure	139353
	Phénantrène	2,73		Phénantrène	2,74
	Pyrène	26137		Pyrène	26198
<b>Accenteur mouchet</b>	Benzo(a) fluoranthène	1930	<b>Pigeon ramier</b>	Anthracène	1,72
	Fluoranthène	2,17		Arsenic	1,28
	Fluorène	2,09		Benzo(a) fluoranthène	401311
	Mercure	55461		Cadmium	10,32
	Phénantrène	1,09		Chrome total	3,23
	Pyrène	10426		Cobalt	108,35
<b>Troglodyte</b>	Benzo(a) fluoranthène	6236		Cuivre	13,54



	Cobalt	1,68		Fluoranthène	451,48	
	Fluoranthène	7,02		Fluorène	433,42	
	Fluorène	6,74		Manganèse	14,66	
	Mercure	17913		Mercure	11 527 039	
	Phénantrène	3,52		Naphatalène	1,26	
	Pyrène	33677		Nickel	21,67	
	Toluène	1,14		Phénantrène	226,41	
<b>Mouette rieuse</b>	Anthracène	1,11	<b>Étourneau sansonnet</b>	Plomb	2,17	
	Benzo(a)fluoranthène	259403		Pyrène	2167083	
	Cadmium	6,67		Toluène	73,21	
	Chrome total	2,09		zinc	4,17	
	Cobalt	70,04		Benzo(a) fluoranthène	359,10	
	Cuivre	8,76		Mercure	10340	
	Fluoranthène	291,83		Pyrène	1943	
	Fluorène	280,16		<b>Chouette hulotte</b>	Benzo(a) fluoranthène	10370
	Manganèse	9,48			Cobalt	2,80
	Mercure	7450954			Fluoranthène	11,67
	Nickel	14,01			Fluorène	11,20
	Phénantrène	146,35			Mercure	297872
	Plomb	1,40			Phénantrène	5,85
	Pyrène	1400779			Pyrène	56000
	Toluène	47,32			Toluène	1,89
zinc	2,69					
<b>Faucon crécerelle</b>	Benzo(a) fluoranthène	10370				
	Cobalt	2,80				
	Fluoranthène	11,67				
	Fluorène	11,20				
	Mercure	297872				
	Phénantrène	5,85				
	Pyrène	56000				
	Toluène	1,89				

Concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque. Les agents de stress consuisant aux indices de risque les plus importants sont le benzo(a)fluoranthène, le mercure et le pyrène. La Mouette rieuse encourt des risques pour 15 contaminants différents dont l'anthracène (1,11 - indice le plus bas) et le mercure (7450954, indice le plus haut). Cette espèce présente aussi des indices de risque élevés pour le pyrène et le benzo(a)fluoranthène, comme d'ailleurs pour l'ensemble des contaminants.

Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, le Faucon et la Chouette sont impactés par le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénantrène, le pyrène et le toluène. Ces deux espèces présentent les mêmes indices de risque, le plus faible est de 1,89 pour le toluène et le plus important s'élève à 297872,34 pour le mercure. L'épervier encourt des risques avec 7 contaminants qui sont le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénantrène et le pyrène. Les IR s'échelonnent de 1,04 (cobalt) à 110638,30 (mercure).

En général, concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque pour 14 à 16 contaminants en moyenne. La mouette rieuse est l'espèce la plus sensible car elle présente non seulement des IR supérieurs à 1 pour 15 contaminants différents mais également des indices plus élevés pour l'ensemble des contaminants. Cette différence peut s'expliquer par son régime alimentaire varié, qui inclut également les déchets contaminés pouvant être présents sur le site. Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, ils sont principalement touchés par le mercure et le pyrène, qui sont les contaminants les plus impactants pour l'ensemble des espèces aviaires.

#### **II.4. CONCLUSIONS DE L'ERE DU SITE B**

Au cours de cette étude, des IR supérieurs à 1 ont été mis en évidence pour les différents récepteurs présents sur le site.

Pour les végétaux, des risques ont été démontrés avec de nombreux contaminants dont principalement le mercure, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Des indices de risque importants ont également été déterminés pour le plomb, les xylènes ainsi que pour l'arsenic, le cuivre, le manganèse, le nickel, le zinc, le benzène et le toluène.

Les indices de risque les plus importants mis en évidence chez les invertébrés concernent le plomb, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène ainsi que le tétrachlorure de carbone. Le zinc, les xylènes, le cuivre, le benzo(a)fluoranthène, le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène, le naphthalène, le phénanthrène, le pyrène, le benzène et le toluène engendrent également un risque pour les entités présentes sur le site.

Les mammifères encourent également un risque principalement avec le plomb et le cadmium qui présentent les indices de risque les plus importants, mais également avec le chrome, le trichloroéthylène, le fluorène, le zinc, l'arsenic, le cuivre et le nickel. Dans ce groupe biologique, les espèces les moins sensibles semblent être les espèces omnivores. En effet, le Hérisson, omnivore, ne présente pas de risque, contrairement à la Musaraigne cendrée (invertivores). Ceci peut s'expliquer, malgré la forte proportion d'invertébrés dans son régime alimentaire, par son taux d'ingestion calculé différemment sur la base d'un mammifère placentaire et non pas sur celle d'un rongeur.

L'ensemble des entités herbivores est touché. La plus sensible est le Campagnol agreste qui présente des indices de risque très élevés pour l'arsenic, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc. Cette sensibilité accrue aux contaminants peut s'expliquer par sa consommation de racines où les contaminants cités précédemment se concentrent et par un taux d'ingestion important vis-à-vis de son poids.

Le plomb initialement présent dans la flore et chez les invertébrés se retrouve chez les mammifères de tout régime alimentaire (omnivore, herbivore).

Quant à l'avifaune, elle encourt, elle aussi, un risque principalement avec le plomb. Des indices de risque importants sont également à prendre en compte pour le xylène, principalement chez la Mouette en raison de son régime alimentaire constitué de déchets, et chez le Grèbe castagneux. Ce dernier est l'oiseau le plus sensible du site, il présente le plus grand nombre d'IR supérieurs à un ainsi que le plus fort IR pour le plomb. Chez les oiseaux d'eau, le Canard et le Grèbe présentent un risque pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Cependant, on peut noter que la Poule d'eau n'encourt pas de risque avec ces contaminants. Ceci peut s'expliquer par l'écart de poids entre la Poule d'eau et le Grèbe qui n'ont que cette donnée de différence (régime alimentaire identique).

Concernant les passereaux, le Pinson des arbres et le Rossignol philomèle semblent être les espèces les moins sensibles et ne présentent un IR supérieur à 1 que pour le plomb.

On peut noter que les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) ne présentent pas de risques par rapport aux éléments concernés malgré une accumulation de la contamination dans la chaîne alimentaire attendue. Ceci ne peut être entièrement expliqué par la pondération de la DJE par l'aire de répartition qui prend en compte l'ensemble de la zone de nourrissage de l'entité et non pas uniquement le site étudié. En effet, les indices de risque calculés sans pondération de la DJE sont un peu plus élevés. Il peut être possible également que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

Les incertitudes pouvant être relevées sont de plusieurs types. Tout d'abord, aucun indice de risque n'a pu être calculé pour la fonge pour les raisons explicitées ci-dessus ; il est donc impossible de conclure pour ces récepteurs. De même, aucun IR n'a été calculé pour les batraciens bien qu'ils représentent un maillon important de la chaîne alimentaire.

Le milieu aquatique a constitué un facteur limitant en raison d'un manque de caractérisation de l'écosystème et de problèmes de modélisation. Les IR liés au milieu aquatique sont très

élevés. Ceci peut s'expliquer par une influence plus importante dans l'exposition de l'eau que des aliments contaminés mais également par des VTR plus exigeantes. En effet, un doute a déjà été mis en évidence pour le mercure avec les végétaux, la toxicité dépendant de la spéciation de l'élément, une surestimation du risque peut être possible.

Concernant les mesures, des incertitudes peuvent apparaître liées à l'échantillonnage, au plan d'échantillonnage ou encore aux tests réalisés.

Sur le calcul de risque en lui-même, plusieurs éléments sont à ne pas négliger :

- la prise en compte de la DJE orale uniquement (la DJE inhalation ne pouvant être calculée en raison de l'absence de PNEC spécifique),
- la non-prise en compte de l'ingestion de sol pour certaines espèces (les données n'étant pas disponibles pour l'ensemble des entités concernées),
- la non-prise en compte de l'ingestion d'eau (pas de données disponibles),
- la seule prise en compte du régime alimentaire principal dont les informations pouvaient parfois être lacunaires suivant les espèces,
- la modélisation des concentrations retrouvées dans les différents aliments,
- la modélisation des diètes des entités et des relations trophiques.

Cependant, les incertitudes liées à la consommation de ressources contaminées et au profil d'exposition ont été limitées en partie grâce à la pondération de la DJE par l'aire de répartition de l'espèce.

Au regard des incertitudes, les indices de risques ainsi calculés souffrent d'une fiabilité assez faible. Il semble qu'il ne puisse être utilisé en valeur absolue. Néanmoins, ils permettent une identification des cibles et des agents de stress et une hiérarchisation du risque.

Pour aller plus loin, des espèces présentent des indices de risque proche de 1 et d'autres des IR supérieurs à 1000. Ainsi, même si le manque de fiabilité ne permet pas de s'attacher à la valeur brute, ces IR d'ampleur différente traduisent, sans doute, une significativité du risque différente car ils représentent par définition une probabilité plus forte d'apparition des effets néfastes.

La contamination entraîne donc un risque résiduel pour les entités écologiques présentes pour les contaminants suivants : anthracène, benzo(a) fluoranthène, cadmium, chrome total, chrysène, fluoranthène, fluorène, manganèse, mercure, phénantrène, pyrène, arsenic, Benzène, cadmium, cobalt, cuivre, m-xylène, nickel, o-xylène, plomb, p-xylène,

tétrachloroéthylène, toluène, trichloroéthylène, zinc. Les ETM sont principalement issus de l'ancienne zone de stockage des produits chimiques et de la zone d'activité dédiée au blanchiment et la teinturerie. Les BTEX et HAP sont principalement localisés au niveau de la chaufferie et des anciennes cuves (fuel , essence..). Les HAP sont également retrouvés sur les anciennes zones de teinturerie, de blanchiment et de stockage de white-spirit.

Lors de cette étude, des risques ont bel et bien été démontrés sur l'ensemble du site et principalement au niveau de la décharge et du lagunage où les concentrations maximales ont été relevées. L'ensemble des compartiments biocénotiques est touché concernant l'ingestion d'eau. Pour l'ingestion de sol et d'aliments contaminés, tous sont touchés à l'exception des maillons de fin de chaîne alimentaire. Certaines recommandations peuvent être proposées. Tout d'abord la décharge pourrait être vidée puis aménagée afin d'empêcher certaines espèces d'oiseaux de se nourrir de son contenu (Mouette notamment) et afin de s'assurer de l'étanchéité entre le sol et la décharge. La contamination des eaux pourrait être réduite en curant les sédiments. Enfin, pour l'eau, la zone de lagunage présente le plus de risques. Sa mise à sec et son nettoyage peuvent s'avérer nécessaires. En vue de l'aménagement du site en parc, il pourrait être judicieux, sur la zone de décharge ainsi qu'au niveau du lagunage, de limiter le contact entre les usagers et le sol par l'aménagement de zones spécifiques.

### **Annexe III. RESULTATS DE L'ERE DU SITE C SELON LA METHODOLOGIE DE L'USEPA**

L'évaluation des risques écologiques du site C a pour objectif d'évaluer le risque que représente la contamination des eaux et des sédiments de la Moselle engendré par un rejet d'eaux contaminées sur la biocénose aquatique et semi-aquatique (correspond dans notre contexte aux espèces terrestres vivant en relation étroite avec le milieu aquatique, ex. : oiseaux dont le nid se situe au niveau des berges et/ou se nourrissant de ressources aquatiques).

#### **III.1. LA FORMULATION DU PROBLEME**

Cette première étape de l'éRé permet de générer et d'évaluer les premières hypothèses relatives aux effets causés ou susceptibles d'être causés par la contamination de la rivière. Elle utilise les données disponibles sur la source, c'est-à-dire la canalisation, les agents de stress qui correspondent aux substances présentes dans les eaux et/ou sédiments dont les teneurs sont supérieures aux valeurs de référence, les effets, l'écosystème et ses entités cibles qui seront définies au cours de l'évaluation.

##### **III.1.1. Les critères d'effets**

###### III.1.1.1. Les entités écologiques potentiellement à risque

Les entités écologiques potentiellement à risque sont les espèces, populations, communautés susceptibles d'être influencées ou perturbées par le rejet étudié. Dans le contexte du site C, elles ont été déterminées en fonction de leurs modalités d'exposition à la contamination. Ainsi, nous avons considéré les espèces qui vivent dans le milieu récepteur en particulier les espèces benthiques du fait des fortes concentrations en ETM et en HAP mesurées dans les sédiments. Cette première catégorie d'entités potentiellement à risque regroupe par conséquent la piscifaune, les macrophytes, les algues et les invertébrés aquatiques (pélagiques et benthiques). Nous avons également considéré les espèces qui fréquentent et/ou utilisent le milieu récepteur comme source de nourrissage, de refuge et/ou de reproduction. Cette catégorie regroupe par conséquent l'avifaune et la mammalofaune semi-aquatiques et les amphibiens. Dans la suite de notre propos, les caractéristiques de l'exposition de chaque entité (potentiellement) à risque sont précisées.

### *Les algues et les macrophytes*

L'exposition des algues et macrophytes du site C aux contaminants présents dans l'eau et/ou les sédiments est directe et permanente (contact et absorption racinaire et/ou foliaire). Ces entités sont par conséquent très vulnérables à la contamination de l'eau et du sédiment. Or, ce sont les producteurs primaires du milieu aquatique, ils sont donc à la base des chaînes trophiques de la rivière. Les algues sont en effet une ressource alimentaire essentielle pour les organismes animaux, en particulier pour les petits invertébrés (vers, larves d'insectes, petits crustacés, mollusques) qui se nourrissent des algues et servent à leur tour de pâture aux poissons (invertivores). Les macrophytes quant à elles jouent un rôle de protection contre le courant et constituent également un substrat pour les algues et la faune et les herbiers forment des habitats pour le périphyton (algues et bactéries fixées sur la végétation), les invertébrés et les poissons. Ainsi, des effets néfastes sur ces entités sont donc susceptibles d'entraîner une perturbation du fonctionnement global de l'écosystème.

### *Les invertébrés aquatiques*

Les invertébrés aquatiques subissent de façon importante la contamination des sédiments dans lesquels ils vivent en relation intime. Les voies préférentielles d'exposition des invertébrés aquatiques sont le contact et/ou l'ingestion. Par comparaison avec les invertébrés pélagiques, les espèces benthiques sont exposées à une plus grande quantité de polluant (Woodcock et Huryn, 2007), en particulier au niveau du site C où les plus fortes teneurs en contaminants ont été mesurées dans le sédiment. La quantité de sédiments contaminés susceptibles d'être ingérés par les invertébrés benthiques varie selon la période d'activité, l'âge et le régime alimentaire des espèces. Les macro-invertébrés benthiques jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique, puisqu'ils sont la source principale de nourriture pour plusieurs poissons, insectes et amphibiens. Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'écosystème des rivières en équilibre fonctionnel et en bonne santé (Chessman, 1995).

### *La piscifaune*

Les poissons peuvent être exposés à un polluant par consommation de nourriture contaminée, en particulier les carnivores situés en fin de chaîne alimentaire (risque de bioamplification), et

par ingestion de sédiments pour les espèces vivant sur les fonds vaseux, notamment les racleurs.

#### *L'avifaune semi-aquatique*

Les espèces d'oiseaux directement influencées par la qualité des eaux et sédiments du site C sont celles dont le régime alimentaire dépend de la ressource aquatique. Il s'agit par exemple des Laridés (mouettes), des canards ou encore des cygnes observés lors de nos investigations de terrain (Partie I) dont le bol alimentaire est constitué de poissons, mollusques ou encore coquillages. La plupart des oiseaux d'eau sont susceptibles de fouiller la vase pour se nourrir et par conséquent d'être exposés à la contamination.

Dans la suite de notre réflexion, nous distinguerons les espèces migrantes des espèces nicheuses, ces dernières étant exposées de façon chronique contrairement aux premières.

#### *La mammalofaune semi-aquatique*

Les mammifères présentant un mode de vie plutôt « aquatique » sont susceptibles d'être exposés aux contaminants présents dans les eaux de surface. Il peut s'agir par exemple de *Lutra lutra*, *Ondatra zibethica* ou encore *Myocastor coypus* qui sont des espèces susceptibles de fréquenter le site C. Leurs voies préférentielles d'exposition sont l'ingestion d'eau contaminée, l'inhalation de substances volatiles, le contact avec l'eau contaminée et enfin la chaîne alimentaire.

#### *La batrachofaune*

Les voies préférentielles d'exposition des amphibiens sont l'ingestion d'eaux contaminées, l'inhalation de substances volatiles et le contact avec l'eau contaminée. S'ajoute également une voie d'exposition indirecte : la chaîne alimentaire.

#### III.1.1.2. Définition des entités cibles de l'ÉRÉ

Sur la base des entités potentiellement à risque, nous avons distingué deux principaux groupes d'entités cibles : les entités vivant dans le milieu aquatique (macrophytes, algues, invertébrés aquatiques et benthiques) et les entités utilisant le site C comme lieu de nourrissage (avifaune et mammifères). Le tableau 24 présente les entités cibles du site C et synthétise leurs critères de sélection.



**Tableau 24:** Identification et justification des entités cibles du site C

Entité écologique	Vulnérabilité aux agents de stress	Pertinence écologique	Pertinence avec objectifs de gestion
<b>Entités vivant dans le milieu aquatique</b>			
Macrophytes	Contact permanent avec le milieu récepteur	Producteurs primaires Accueil et nourrissage	Maintien de la chaîne alimentaire Diversité de l'écosystème (stabilité)
Algues	Contact permanent avec le milieu récepteur	Producteurs primaires Nourrissage	Maintien de la chaîne alimentaire Diversité de l'écosystème (stabilité)
Invertébrés aquatiques et benthiques	Contact permanent avec le milieu récepteur	Source de nourriture Cycle de la matière organique	Maintien de la chaîne alimentaire Diversité de l'écosystème (stabilité)
Piscifaune	Contact permanent avec le milieu récepteur Consommations de proies et/ou de végétaux contaminés	Diversité de la chaîne alimentaire Fonctionnement de l'écosystème	Maintien de la chaîne alimentaire Diversité de l'écosystème (stabilité) Maintien des activités de pêche
<b>Entités utilisant le site C comme lieu de nourrissage</b>			
Avifaune	Contact variable avec le milieu récepteur Consommation de proies et/ou de végétaux contaminés	Maillon supérieur de la chaîne alimentaire Diversité et fonctionnement de l'écosystème	Maintien de la chaîne alimentaire Diversité de l'écosystème (stabilité)
Mammifères	Contact variable avec le milieu récepteur Consommation de proies et/ou de végétaux contaminés	Maillon supérieur de la chaîne alimentaire Diversité et fonctionnement de l'écosystème	Maintien de la chaîne alimentaire Diversité de l'écosystème (stabilité)

*Les espèces vivant dans le milieu aquatique*

- Les macrophytes

Les macrophytes sont retenues comme entités cibles de l'évaluation car elles sont exposées de manière directe et durable aux agents de stress présents dans le milieu aquatique au niveau de leur système racinaire (absorption/adsorption potentielle de substances toxiques présentes dans le sédiment) et/ou au niveau de leur partie végétative (absorption/adsorption de substances dissoutes). De plus, comme nous l'avons souligné précédemment, les macrophytes correspondent, en tant que producteurs primaires, à un maillon clé de la chaîne alimentaire.

Elles constituent également un lieu de refuge et de reproduction pour de nombreux animaux aquatiques.

- Les algues

Comme les macrophytes, les algues sont retenues comme entités cibles de l'évaluation car elles correspondent, en tant que producteurs primaires, à un maillon clé de la chaîne alimentaire. De surcroît, les diatomées, algues microscopiques, jouent un rôle important dans l'équilibre de la chaîne alimentaire puisque qu'elles constituent une source de nourriture indispensable aux invertébrés benthiques.

- Les invertébrés aquatiques

Les invertébrés aquatiques (pélagiques et benthiques) sont retenus comme des entités cibles du site C en raison de leur sensibilité aux agents de stress et de leur importance écologique. Au niveau du benthos, des communautés benthiques abondantes et diversifiées sont nécessaires pour la santé de l'écosystème, notamment pour le maintien de la chaîne alimentaire. Les espèces benthiques sont, par ailleurs, sensibles à une large gamme de contaminants. Certains ordres présentent une sensibilité particulière, notamment les Amphipodes qui sont parmi les premières espèces à disparaître d'une aire contaminée (Lamberson *et al.*, 1992). Par ailleurs, il s'agit d'une communauté très étudiée et de nombreuses données écotoxicologiques sont disponibles.

- La piscifaune

La piscifaune est retenue comme entité cible de l'éRé en raison de sa vulnérabilité aux agents de stress en particulier par (i) ingestion de nourriture et/ou de sédiments contaminés (les carnassiers, qui sont des prédateurs de poissons, se situent en fin de chaîne alimentaire et sont de ce fait susceptibles de subir les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire) et (ii) par contact avec le sédiment contaminé, en particulier pour les poissons de fond tels que *Blicca bjorkna*. La piscifaune est un élément de la chaîne alimentaire au sein de laquelle elle représente plusieurs maillons, du consommateur primaire au consommateur tertiaire (carnassier).

*Les entités utilisant le site C comme lieu de nourrissage, de refuge et/ou de reproduction*

- L'avifaune aquatique

Les oiseaux sont retenus comme entités cible de l'ÉRÉ car ils sont susceptibles d'être exposés aux agents de stress par (i) ingestion de ressources et d'eaux contaminées, principalement pour les consommateurs de poissons tels que les Laridés et les Ardéidés, (ii) par ingestion de ressources et de sédiments contaminés, essentiellement pour les consommateurs d'invertébrés benthiques (mollusques, coquillages) qui vont fouiller la vase afin d'y recueillir leur nourriture, et (iii) par contact avec l'eau, cas notamment des oiseaux dont le nid se situe à la surface de l'eau.

- Les amphibiens

Les amphibiens ont été initialement retenus comme entités cible de l'ÉRÉ car ils sont susceptibles d'être exposés aux agents de stress par (i) ingestion de ressources et d'eaux contaminées et (ii) par contact avec l'eau. Néanmoins, le site C ne constitue pas un habitat propice à l'accueil de ces animaux. Afin de vérifier cette hypothèse, des inventaires écologiques de terrain ont néanmoins été effectués mais n'ont pas permis d'établir la présence d'amphibiens au niveau du cours d'eau. Sur la base de ces résultats, les amphibiens n'ont pas été retenus comme entités cibles de l'ÉRÉ du site C.

- Les mammifères

Les mammifères sont retenus comme entités cibles de l'ÉRÉ car ils sont susceptibles d'être exposés aux agents de stress par (i) ingestion de ressources et d'eaux contaminées et (ii) par contact avec l'eau, cas notamment des mammifères dont le nid se situe à la surface de l'eau.

Une fois qu'une valeur écologique a été sélectionnée comme critère d'effets potentiels de l'évaluation, il est nécessaire de clairement identifier (i) la valeur spécifique de l'entité écologique (il peut s'agir d'un individu, d'un groupe fonctionnel d'espèces (herbivores) ou d'une communauté) et (ii) les caractéristiques de l'entité qui doit être protégée et qui est potentiellement à risque (Tableau 25).

**Tableau 25 : Synthèse des caractéristiques à protéger ou à risque et définition des critères d'effets du site C**

Entité écologique	Cible spécifique	Caractéristiques à protéger ou à risque	Critères d'effets
Macrophytes & algues	Communauté	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des macrophytes et des algues (maintien de capacité d'accueil et de nourrissage)</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Absorption / adsorption de substances toxiques</p>	<p>Mortalité, croissance et reproduction des macrophytes et des algues</p> <p>Abondance et diversité des macrophytes et des algues</p>
Invertébrés aquatiques	Communauté	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des invertébrés aquatiques (maintien de l'activité biologique de l'eau et des sédiments et d'une ressource alimentaire)</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion/Absorption de substances toxiques et accumulation dans la chaîne alimentaire</p>	<p>Mortalité, croissance et reproduction des invertébrés pélagiques et benthiques</p> <p>Abondance et diversité des invertébrés pélagiques et benthiques</p>
Piscifaune	Communauté représentée par <i>Leuciscus cephalus</i> , <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> et <i>Silurus glanis</i>	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie de la piscifaune (maintien des équilibres trophiques)</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion/absorption de substances toxiques et accumulation dans la chaîne alimentaire</p>	<p>Mortalité, croissance et reproduction de la piscifaune</p> <p>Abondance et diversité de la piscifaune</p>
Avifaune et mammalofaune semi-aquatique			
Herbivores	Groupe fonctionnel représenté par <i>Myocastor coypus</i> et <i>Cygnus olor</i> .	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des mammifères et oiseaux herbivore (stabilité de la chaîne alimentaire)</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de ressources halieutiques contaminées</p>	<p>Diversité et abondance des herbivores</p> <p>Mortalité, croissance et reproduction des herbivores</p>
Omnivores	Groupe fonctionnel représenté par <i>Fulica atra</i> , <i>Gallinula chloropus</i> , <i>Anas platyrhynchos</i> , pour les oiseaux, <i>Ondatra zibethicus</i> , <i>Mustela putorius</i> et <i>Lutra lutra</i> pour les mammifères.	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des mammifères et oiseaux omnivores (stabilité de la chaîne alimentaire)</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de ressources halieutiques contaminées</p>	<p>Diversité et abondance des omnivores</p> <p>Mortalité, croissance et reproduction des omnivores</p>
Piscivores	Groupe fonctionnel représenté par <i>Podiceps cristatus</i> , <i>Alcedo atthis</i> , <i>Ardea cinerea</i> .	<p><b>Caractéristiques à protéger :</b> Survie des mammifères et oiseaux piscivore</p> <p><b>Caractéristiques à risque :</b> Ingestion de ressources halieutiques contaminées</p>	<p>Mortalité, croissance et reproduction des piscivores</p> <p>Diversité et abondance des piscivores</p>

Les paragraphes suivants ont pour objet de justifier, pour chaque entité cible, les valeurs spécifiques et les caractéristiques à risque et/ou à protéger ayant permis de déterminer les critères d'effets de l'évaluation.

#### *Les végétaux aquatiques*

La valeur spécifique de la flore vasculaire est l'ensemble des communautés macrophytiques et algales. Les caractéristiques à risque des communautés macrophytiques et algales sont la présence de substances toxiques dans les tissus végétaux susceptibles d'avoir des effets néfastes pour le végétal mais qui risquent également d'être consommées par les herbivores et omnivores fréquentant le site C. Les caractéristiques à protéger sont la survie des macrophytes et des algues, notamment afin de maintenir la capacité d'accueil (refuge et/ou reproduction) de la faune aquatique.

#### *Les invertébrés aquatiques*

La valeur spécifique des invertébrés aquatiques est l'ensemble des communautés des invertébrés benthiques et pélagiques. Les caractéristiques à risque des invertébrés aquatiques sont la mortalité des animaux liée à l'absorption de substances toxiques. Pour les invertébrés benthiques, il peut en découler une perturbation de l'activité biologique du sédiment (décomposition de la matière organique). De plus, les substances toxiques présentes dans les tissus des invertébrés sont susceptibles d'être consommées par les invertivores. Les principales caractéristiques à protéger sont la survie des invertébrés aquatiques pour le maintien des équilibres trophiques du milieu et le bon état de l'activité biologique du sédiment, induisant la survie des décomposeurs et détritivores du sédiment.

#### *La piscifaune*

La caractéristique à protéger est la survie des consommateurs primaires, secondaires et tertiaires de la piscifaune afin de garantir le bon fonctionnement de la chaîne trophique. Les caractéristiques à risque de la piscifaune sont l'ingestion et/ou l'absorption d'eaux, de sédiments et de ressources contaminées. Dans le cas du site C, nous avons considéré l'ingestion de nourriture contaminée comme la voie d'exposition la plus à risque pour la piscifaune. De ce fait, parmi les espèces présentes, celles présentant un régime alimentaire de type herbivore, invertivore et carnivore sont considérées comme des cibles spécifiques de

l'évaluation. À l'échelle du site C, deux familles sont principalement présentes dans le secteur d'études : les Cyprinidés et les Centrarchidés (données ONEMA). Les données écologiques recensées permettent d'identifier quatre espèces, à savoir *Leuciscus cephalus*, *Lepomis gibbosus*, *Rutilus rutilus* et *Silurus glanis*, comme valeur spécifique de la piscifaune du site C. Néanmoins, à notre connaissance, il n'existe pas de formules disponibles pour calculer les doses journalières d'exposition des poissons. De ce fait, les risques pour la piscifaune ne pourront pas être exprimés par un quotient de risque. Néanmoins, des tests écotoxicologiques menées sur *Danio rerio* permettront de juger de l'effet des eaux contaminées sur la piscifaune. Dans tous les cas, ce manque d'informations constitue une source d'incertitude de l'ÉRÉ à prendre en compte au moment des conclusions de l'évaluation.

#### *L'avifaune et la mammalofaune semi-aquatiques*

La valeur spécifique de l'avifaune aquatique est représentée par sept espèces dont le nid se situe sur ou à proximité immédiate de l'eau (berges) et/ou se nourrissant de ressources halieutiques (végétation aquatique, invertébrés et poissons). Il s'agit de *Cygnus olor*, *Fulica atra*, *Podiceps cristatus*, *Gallinula chloropus*, *Anas platyrhynchos*, *Alcedo atthis*, *Ardea cinerea* et *Phalacrocorax carbo*.

La valeur spécifique des mammifères inféodés au milieu aquatique est représentée par les espèces dont le nid se situe sur ou à proximité immédiate de l'eau (berges) et/ou se nourrissant de ressources aquatiques (végétation aquatique, invertébrés et poissons). Parmi les mammifères présents en Lorraine (GEML, 2009), nous avons recensé quatre espèces dont l'habitat et le site de nidification sont inféodés aux milieux aquatiques. Il s'agit de *Castor fiber*, *Myocastor coypus*, *Neomys fodiens* et *Lutra lutra*. Dans le cadre de l'ÉRÉ, nous en avons retenu trois : *Myocastor coypus*, *Neomys fodiens* et *Lutra lutra* auxquelles nous avons ajouté *Ondatra zibethica* que nous avons observé *in situ*. Nous n'avons pas retenu *Castor fiber* car aucun nid n'a été observé sur site. De plus, bien que l'espèce ait été ré-introduite dans la vallée de la Moselle entre Épinal et Neuves-Maisons (à plus de 20 kilomètres au sud du site), elle est considérée comme ayant disparu de la vallée depuis quatre siècles (GEML, 2009). Nous avons donc estimé que sa présence était peu probable.

En ce qui concerne les caractéristiques à risque et/ou à protéger, nous avons réparti les mammifères et oiseaux selon leur régime alimentaire (principale voie d'exposition retenue).

### *Les herbivores*

Les caractéristiques à risque des herbivores sont l'ingestion de végétaux contaminés susceptibles d'engendrer une bioaccumulation de substances toxiques dans la chaîne alimentaire. La caractéristique à protéger est la survie des consommateurs primaires afin de garantir le bon fonctionnement de la chaîne trophique.

### *Les omnivores*

Les caractéristiques à risque des omnivores sont l'ingestion de ressources contaminées susceptibles d'engendrer une bioaccumulation des ETM dans la chaîne alimentaire. La caractéristique à protéger est la survie des consommateurs secondaires afin de garantir le bon fonctionnement de la chaîne trophique.

### *Les piscivores*

La caractéristique à protéger est la survie des piscivores afin de garantir le bon fonctionnement de la chaîne trophique et la caractéristique à risque des piscivores est l'ingestion de ressources contaminées par une bioaccumulation de substances toxiques dans la chaîne alimentaire.

*In fine*, les entités cibles de l'éRé sont :

- les communautés macrophytiques et algales (en distinguant les algues pélagiques et benthiques en raison de milieux et de concentrations d'exposition différents) ;
- les invertébrés aquatiques (pélagiques et benthiques) ;
- les herbivores de l'avifaune et de la mammalofaune semi-aquatiques représentées par *Cygnus olor* et *Myocastor coypus* ;
- les omnivores de l'avifaune et de la mammalofaune semi-aquatiques représentées par *Fulica atra*, *Gallinula chloropus*, *Anas platyrhynchos*, *Ondatra zibethica*, *Mustela putorius* et *Lutra lutra* ;
- les piscivores de l'avifaune semi-aquatique représentée par *Podiceps cristatus*, *Alcedo atthis*, *Ardea cinerea*.

### **III.1.2. Le modèle conceptuel**

Sur la base des entités cibles et de leurs critères d'effets ainsi que les agents de stress de l'éRé, c'est-à-dire les contaminants présents dans les eaux et les sédiments de la Moselle, nous avons élaboré le schéma conceptuel de l'évaluation qui correspond à une représentation

visuelle des relations existant entre les entités cibles et les agents de stress. L'élaboration de celui-ci nécessite dans un premier temps de définir les hypothèses de risque décrivant spécifiquement les relations prédites entre les agents de stress et les critères d'effets de l'évaluation.

Lors de l'éRÉ du site C, nous avons identifié quatre principales hypothèses de risque :

Hypothèse de risque n° 1 : Le rejet d'eaux contaminées entraîne la présence de substances toxiques dans l'eau de la rivière. Les biocénoses aquatique et terrestre sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion d'eaux contaminées.

Hypothèse de risque n° 2 : Le rejet d'eaux contaminées entraîne la présence de substances toxiques dans les sédiments de la rivière. Les espèces de la faune et de la flore benthiques sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite au contact et/ou l'ingestion de sédiments contaminés.

Hypothèse de risque n° 3 : Les producteurs primaires du milieu aquatique bioconcentrent les substances toxiques rejetées dans la rivière. Les consommateurs primaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite l'ingestion de ressources contaminées.

Hypothèse de risque n° 4 : Les invertébrés du milieu aquatique bioconcentrent les substances toxiques rejetées dans la rivière. Les consommateurs secondaires et tertiaires sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes suite à l'accumulation de substances toxiques dans la chaîne trophique.

À partir de ces hypothèses, nous avons établi, par le biais du logiciel TERRASYS©, le schéma conceptuel de l'évaluation (Figure 6) qui illustre les relations décrites précédemment.

### **III.1.3. Le plan d'analyse**

Durant cette dernière étape de la formulation du problème, les hypothèses de risque sont analysées afin de déterminer comment elles vont pouvoir être évaluées. Cela implique une identification des mesures d'effets, d'exposition et des caractéristiques de l'écosystème nécessaires à l'évaluation des critères d'effets (Tableau 26).



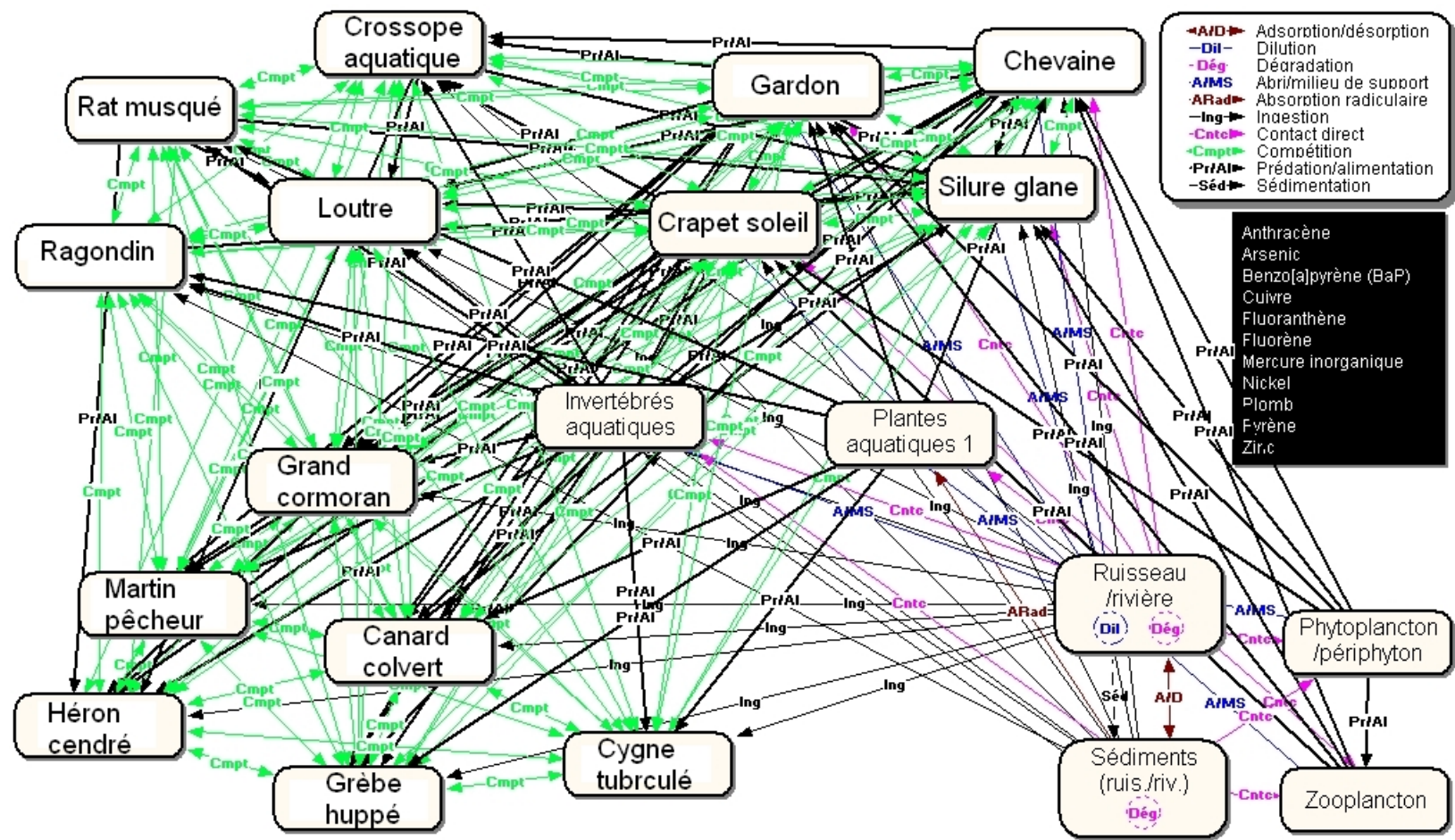


Figure 6 : Schéma conceptuel du site C

**Tableau 26** : Plan d'analyse de l'évaluation des risques écologiques du site C

<b>Cibles spécifiques</b>	<b>Critères d'effets</b>	<b>Mesures d'effets</b>	<b>Mesures d'exposition</b>	<b>Mesures des caractéristiques de l'écosystème</b>
Communauté des invertébrés benthiques	Mortalité, croissance et reproduction des invertébrés benthiques Abondance et diversité des invertébrés benthiques	Diversité et abondance des invertébrés benthiques	Teneur en agents de stress dans les sédiments	Paramètres abiotiques du sédiment et paramètres hydromorphologiques du cours d'eau
Communauté des macrophytes	Mortalité, croissance et reproduction des macrophytes Abondance et diversité des espèces	Diversité et abondance des macrophytes État phytosanitaire des espèces	Teneur en agents de stress dans l'eau	Caractéristiques du substrat Hydromorphologie, température, pH, agents de stress secondaires...
Communauté des algues	Mortalité, croissance et reproduction des algues Abondance et diversité des algues	Test d'inhibition de la croissance algale de <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , NF EN ISO 8692, 2005]	Teneur en agents de stress dans l'eau	Caractéristiques du substrat Hydromorphologie température, pH
Piscifaune	Mortalité, croissance et reproduction des poissons Diversité et abondance de la piscifaune	Test <i>Dano rerio</i>	Teneurs en agents de stress dans l'eau et la nourriture consommée (cette dernière n'ayant pu être quantifiée)	Caractéristiques de l'habitat Disponibilité de la ressource
Avifaune herbivore Avifaune piscivore Avifaune invertivore	Diversité et abondance de l'avifaune aquatique Mortalité, croissance et reproduction de l'avifaune aquatique	Diversité et abondance de l'avifaune « aquatique »	Teneur en agents de stress dans la nourriture consommée Teneur en agents de stress dans les sédiments et l'eau	Caractéristiques de l'habitat Disponibilité des ressources
Mammifères herbivores	Diversité et abondance des mammifères aquatiques		Teneur en agents de stress dans la nourriture consommée et dans les sédiments et l'eau	Disponibilité des ressources Équilibre des relations trophiques
Mammifères piscivores	Mortalité, croissance et reproduction des mammifères aquatiques			
Mammifères omnivores				

## **III.2. ANALYSE DE L'EXPOSITION ET DES EFFETS**

Afin de déterminer l'influence du rejet d'eaux contaminées sur la biocénose de la rivière, l'exposition et les effets seront analysés en distinguant l'amont et l'aval de la zone de rejet.

### **III.2.1. Caractérisation de l'exposition**

#### III.2.1.1. Les agents de stress de l'évaluation

En évaluation des risques, la présence d'une substance, quelle que soit sa concentration, détermine sa prise en compte dans le cadre de l'ÉRÉ. Ainsi, les substances détectées lors des analyses sont des agents de stress potentiels de l'écosystème. Néanmoins, en l'absence de valeur de référence, le risque ne pourra pas être calculé. Dans ce cas, les substances sont incluses dans les incertitudes de l'évaluation. Il en est de même pour les substances dont la teneur se situe en deçà de la limite de quantification. Dans le cadre de l'évaluation, les substances retenues en première approche sont celles dont les teneurs sont supérieures à au moins une valeur de référence (PNEC ou NQE). Les conclusions de l'évaluation permettront de juger de la nécessité de considérer les autres substances. Dans tous les cas, l'ensemble des substances non retenues est considéré comme une source d'incertitudes. Dans le cadre du site C, les substances retenues pour l'ÉRÉ sont l'arsenic, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc pour les ETM et l'anthracène, le fluorène, le fluoranthène, le pyrène et le benzo(a)pyrène pour les HAP.

#### III.2.1.2. Les milieux d'exposition

Les propriétés physico-chimiques des ETM et des HAP ainsi que leur comportement dans le milieu aquatique suggèrent une accumulation préférentielle de ces substances dans les sédiments, ce qui est confirmé par les campagnes de mesures effectuées. Les sédiments sont donc retenus comme le milieu d'exposition à considérer dans le cadre de l'ÉRÉ du site C.

L'étude du métabolisme et de l'accumulation des agents de stress chez les organismes aquatiques révèle une tendance à l'accumulation de plusieurs ETM (ex. : mercure, arsenic) et HAP (ex. : pyrène, fluoranthène) dans la chaîne alimentaire. De ce fait, la chaîne trophique constitue également un milieu d'exposition à considérer dans le cadre de l'évaluation.

En ce qui concerne la colonne d'eau, la présence de substances toxiques dépend de leur spéciation et des conditions abiotiques du milieu (pH, conductivité, température...).

D'une manière générale, les agents de stress identifiés sont, pour la plupart, peu voire non solubles dans l'eau. L'eau ne constitue donc pas *a priori* un milieu préférentiel d'exposition.

En revanche, de nombreuses substances présentent une affinité pour la phase particulaire de la colonne d'eau. De plus, les analyses effectuées sur l'eau ayant révélé la présence d'ETM et de HAP parfois à des teneurs susceptibles d'engendrer des effets néfastes pour la biocénose aquatique, l'eau est retenue comme milieu d'exposition potentielle de l'ÉRÉ.

*In fine*, trois milieux d'exposition sont considérés dans le cadre de l'ÉRÉ du site C. Il s'agit du sédiment, de l'eau et de la chaîne alimentaire.

### III.2.1.3. Les principales voies d'exposition

Le tableau 27 présente les principales voies d'exposition aux différents compartiments environnementaux retenus comme milieux d'exposition potentiels de l'ÉRÉ (eau, sédiments, chaîne alimentaire) pour chaque entité cible.

**Tableau 27** : Milieux et voies d'exposition préférentielle des entités cible

Entité cible	Milieu d'exposition	Voie d'exposition
Producteurs primaires	Eau	Contact foliaire
	Sédiment	Contact racinaire et absorption de substances dissoutes (eau interstitielle)
Invertébrés aquatiques	Eau	Contact avec sédiments contaminés
	Sédiments	Absorption de substances dissoutes (eau interstitielle) Ingestion de sédiments contaminés
Piscifaune	Eau	Absorption/ingestion de substances dissoutes
	Sédiment	Ingestion de sédiments contaminés
	Chaîne alimentaire	Ingestion de végétation contaminée (non quantifiée)
Mammifères et oiseaux herbivores	Eau	Ingestion d'eaux contaminées
	Sédiment	Ingestion de sédiments contaminés
	Chaîne alimentaire	Ingestion de végétation contaminée
Mammifères et oiseaux omnivores	Eau	Ingestion d'eaux contaminées
	Sédiment	Ingestion de sédiments contaminés
	Chaîne alimentaire	Ingestion de ressources alimentaires contaminées
Mammifères et oiseaux piscivores	Eau	Ingestion d'eaux contaminées
	Chaîne alimentaire	Ingestion de ressources alimentaires contaminées

### III.2.1.4. Quantification de l'exposition

L'exposition orale est considérée comme une bonne estimation de l'exposition totale des organismes (ORNL, 1991). Cette exposition orale considère l'exposition par ingestion d'eau, de sédiments et de nourriture contaminée. Dans le cadre du site C, nous quantifierons l'exposition par ingestion d'eau et de nourriture contaminée. L'ingestion de sédiments n'a pu être quantifiée par défaut de formules mathématiques applicables. Pour quantifier l'exposition

des entités cibles du site C, une modélisation a été effectuée afin de déterminer les doses journalières d'exposition à partir des teneurs mesurées dans l'eau et les sédiments de la rivière. Pour les producteurs primaires (macrophytes et algues) et les invertébrés aquatiques, les concentrations d'exposition correspondent aux concentrations mesurées dans l'eau et les sédiments de la rivière.

Pour l'avifaune et la mammalofaune semi-aquatiques (herbivores, omnivores et piscivores), nous avons considéré l'ingestion de nourriture et d'eau.

En ce qui concerne l'ingestion de nourriture, les doses journalières d'exposition ont été déterminées selon les formules établies par l'ORNL (1991). Les concentrations d'exposition, c'est-à-dire les teneurs en ETM et HAP présentes dans les végétaux, les invertébrés et/ou les poissons, ont été estimées à partir de modèles mathématiques (Sanexen, 2002). Celles-ci se basent sur le facteur de bioconcentration (BCF) de la substance et les taux métaboliques et lipidiques de l'espèce.

En ce qui concerne l'ingestion d'eau, la dose journalière d'exposition a été évaluée par les formules élaborées par l'ORNL (1991). Les concentrations d'exposition considérées correspondent aux teneurs en ETM et HAP mesurées dans l'eau de la rivière (en aval du rejet, la plus forte teneur mesurée a été retenue par application du principe de précaution).

Les doses journalières d'exposition calculées pour chaque entité cible du site C sont présentées tableau 28 pour l'amont du rejet et tableau 29 pour l'aval du rejet.

**Tableau 28** : Doses journalières d'exposition des entités cibles du site C en amont du rejet (mg/kg/j)

	As	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ant	BaP	FluoT	FluoR	Pyr
<b>Herbivores</b>											
<i>Cygnus olor</i>	0,443	0,005	0,0009	0,455	1,011	3,681	0,0006	0,0003	0,004	0,002	0,002
<i>Myocastor coypus</i>	0,874	0,010	0,0009	0,899	1,996	7,267	0,001	0,0006	0,007	0,004	0,004
<b>Omnivores</b>											
<i>Ondatra zibethica</i>	0,131	0,002	0,0003	0,135	0,299	1,086	0,0003	0,0001	0,0006	0,0006	0,0006
<i>Neomys fodiens</i>	3,081	1,972	0,0003	4,760	24,657	21,849	0,026	0,2629	0,2050	0,0814	0,0741
<b>Piscivores</b>											
<i>Podiceps cristatus</i>	4,05E <sup>-05</sup>	0,0334	0,0039	0,0015	0,1136	0,0015	6,61E <sup>-06</sup>	8,20E <sup>-06</sup>	2,54E <sup>-05</sup>	5,00E <sup>-06</sup>	1,29E <sup>-05</sup>
<i>Alcedo atthis</i>	0,0066	1,1981	0,2231	0,3169	4,0567	0,1365	0,0005	0,0006	0,0012	0,0005	0,0013
<i>Ardea cinerea</i>	0,0001	0,0001	0,0009	0,0028	3,25E <sup>-06</sup>	0,0009	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>
<i>Phalacrocorax carbo</i>	1,16E <sup>-05</sup>	1,16E <sup>-05</sup>	0,0002	0,0006	6,80E <sup>-07</sup>	0,0002	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>
<i>Lutra lutra</i>	0,0001	0,0001	0,0011	0,0036	4,12E <sup>-06</sup>	0,0011	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>

**Tableau 29 : Doses journalières d'exposition des entités cibles du site C en aval du rejet (mg/kg/j)**

	As	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ant	BaP	FluoT	FluoR	Pyr
<b>Herbivores</b>											
<i>Cygnus olor</i>	0,581	0,005	0,0011	0,607	0,981	4,685	0,0003	0,0006	0,0039	0,0006	0,077
<i>Myocastor coypus</i>	1,148	0,010	0,0023	1,199	1,938	9,49	0,0006	0,0012	0,0077	0,0011	0,152
<b>Omnivores</b>											
<i>Ondatra zibethica</i>	0,172	0,0024	0,0003	0,1799	0,291	1,383	0,0001	0,0002	0,0013	0,0002	0,024
<i>Neomys fodiens</i>	4,045	3,008	0,3247	6,314	24,44	27,80	0,0226	0,2456	0,2223	0,0218	20,08
<b>Piscivores</b>											
<i>Podiceps cristatus</i>	4,04E <sup>-05</sup>	0,0334	0,0021	0,0015	0,1136	0,0019	6,61E <sup>-06</sup>	8,20E <sup>-06</sup>	2,54E <sup>-05</sup>	2E <sup>-06</sup>	0,1676
<i>Alcedo atthis</i>	0,0066	1,1981	0,1201	0,3169	4,0567	0,1708	5,5E <sup>-04</sup>	6,07E <sup>-04</sup>	1,22E <sup>-03</sup>	4,92E <sup>-04</sup>	16,8146
<i>Ardea cinerea</i>	0,0001	0,0001	0,0005	0,0028	3,25E <sup>-06</sup>	0,0011	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>	9,07E <sup>-06</sup>	0,117
<i>Phalacrocorax carbo</i>	1,16E <sup>-05</sup>		0,0001	0,0006	6,80E <sup>-07</sup>	0,0002	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>	1,89E <sup>-06</sup>	0,0245
<i>Lutra lutra</i>	0,0001	0,0001	0,0006	0,0036	4,12E <sup>-06</sup>	0,0014	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>	1,15E <sup>-05</sup>	0,149

### III.2.2. Analyse des effets

#### III.2.2.1. Résultats des tests écotoxicologiques sur la matrice « eau »

Afin de caractériser les effets des substances présentes dans l'eau, des tests écotoxicologiques sur matrice non diluée ont été effectués. En ce qui concerne les tests sur la matrice « sédiments », les prélèvements effectués n'ont pas permis la récolte d'une quantité suffisante de matériaux pour conduire les tests. En ce qui concerne les effets de la matrice « eau », trois tests ont été conduits afin d'évaluer les effets des substances dissoutes sur la biocénose. Pour ce faire, les effets sur la croissance de l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* sur la mortalité du poisson *Brachydanio rerio* et sur la reproduction du rotifère *Brachionus calyciflorus* ont été testés en laboratoire (IPL de Nancy) pour trois échantillons d'eau respectivement prélevés en amont du rejet, en aval immédiat du rejet et au niveau du point « aval éloigné ». Les résultats ne mettent pas en évidence de toxicité de la matrice « eau » non diluée, ni sur la croissance des algues d'eau douce (*Pseudokirchneriella subcapitata*) ni sur la survie des poissons (*Brachydanio rerio*). En revanche, les échantillons prélevés en amont et en aval immédiat présentent une toxicité vis-à-vis de la reproduction des rotifères (*Brachionus calyciflorus*) à la plus forte concentration testée avec des pourcentages d'inhibition respectivement de 51% et de 44%.

#### III.2.2.2. Détermination des valeurs de référence

En l'absence de valeurs de référence pour le milieu aquatique établies par l'USEPA, ce sont les PNEC établies par l'INERIS qui ont été retenues comme valeurs toxicologiques de référence pour les végétaux aquatiques ainsi que pour les invertébrés aquatiques et benthiques.

Pour les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire, c'est-à-dire les oiseaux et les mammifères, ce sont les TRV (toxicological reference value) établies par l'USEPA qui ont été retenues. L'ensemble de ces valeurs est regroupé dans le tableau 30.



**Tableau 30** : Valeurs toxicologiques de référence de l'éRé du site C

	ETM		HAP	
Végétaux et invertébrés aquatiques	As	PNEC = 4,40E <sup>-03</sup> µg/L	Anthracène	PNEC = NR
	Cu	PNEC = 1,60E <sup>-03</sup> µg/L	Benzo(a)pyrène	PNEC = 0,1mg/kg PS
	Hg	PNEC = 2,40E <sup>-03</sup> µg/L	Fluoranthène	PNEC = 0,06mg/kg PS
	Ni	PNEC = 5,00E <sup>-04</sup> µg/L	Fluorène	PNEC = NR
	Pb	PNEC = 5,00E <sup>-03</sup> µg/L	Pyrène	PNEC = 0,01 mg/kg PS
	Zn	PNEC = 8,60E <sup>-03</sup> µg/L		
Végétaux et invertébrés liés au sédiment	As	PNEC = NR	Anthracène	PNEC = NR
	Cu	PNEC = 0,8 µg/L	Benzo(a)pyrène	PNEC = 0,0023 mg/kg PS
	Hg	PNEC = 9,3 µg/L	Fluoranthène	PNEC = 0,08 mg/kg PS
	Ni	PNEC = 1,50 µg/L	Fluorène	PNEC = NR
	Pb	PNEC = 6,80 µg/L	Pyrène	PNEC = 0,06 mg/kg PS
	Zn	PNEC = NR		
Piscifaune	NR	NR	NR	NR
Avifaune	As	TRV = 2,24 mg/kg/j	Anthracène	
	Cu	TRV = 4,05 mg/kg/j	Benzo(a)pyrène	
	Hg	NR	Fluoranthène	NR
	Ni	TRV = 6,71 mg/kg/j	Fluorène	
	Pb	TRV = 1,63 mg/kg/j	Pyrène	
	Zn	TRV = 66,1 mg/kg/j		
Mammalofaune	As	TRV = 1,04 mg/kg/j	Benzo(a)pyrène	TRV <sub>HAP FPM</sub> = 0,615 mg/kg/j
	Cu	NR	Anthracène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Hg	NR	Fluoranthène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Ni	TRV = 1,70 mg/kg/j	Fluorène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Pb	TRV = 4,70 mg/kg/j	Pyrène	TRV <sub>HAP HPM</sub> = 65,6 mg/kg/j
	Zn	TRV = 75,4 mg/kg/j		

**Légende** : PNEC = Predictive no effects concentration; TRV = toxicological reference value ; NR = non renseigné ; FPM = faible poids moléculaire ; HPM = haut poids moléculaire

### III.3. CARACTERISATION DES RISQUES

Le risque est exprimé sous forme d'un quotient ou indice de risque (IR). Lorsque l'IR est inférieur à 1, le risque est considéré comme acceptable. À l'inverse, lorsque l'indice de risque est supérieur à 1, le risque est considéré comme inacceptable.

#### III.3.1. En amont du rejet

Comme nous avons mesuré des teneurs en ETM et HAP importantes dans la rivière en amont du rejet, nous avons calculé des indices de risque « amont » afin d'évaluer l'influence de la rivière sur la biocénose. Cette démarche permet d'évaluer plus spécifiquement l'impact du rejet sur la biocénose. Le tableau 31 présente les indices de risque des entités cible du site C, en amont du rejet.

Les végétaux et invertébrés présente des IR >1 pour le cuivre, le nickel et le plomb. Seuls les invertébrés benthiques présentent des indices de risque supérieurs à 1 suite à une exposition à l'anthracène, au fluoranthène, fluorène et pyrène. Notons que l'indice de risque relatif à une exposition au fluoranthène est très élevé. Néanmoins, l'hypothèse d'une surestimation du risque peut être envisagée car la PNEC ayant permis le calcul de l'indice est très conservatrice. En effet, un facteur de sécurité de 1000 a été affecté à la valeur toxicologique de référence pour le calcul de la PNEC sédiment du fluoranthène.

Les herbivores cibles du site C n'expriment pas de risque. En revanche, chez les omnivores, *Neomys fodiens* présente trois indices de risque supérieurs à 1. Pour cette espèce, cela signifie qu'elle est susceptible d'exprimer des effets néfastes suite à l'ingestion d'arsenic, de nickel et de plomb contenue dans la nourriture provenant de la station amont du site C.

Chez les piscivores, *Alcedo atthis* présente un indice de risque supérieur à 1 pour le plomb, dû à l'ingestion de poissons provenant de la rivière, en amont du rejet.

**Tableau 31 :** Indices de risque (IR) des entités cibles du site C en amont du rejet

	As	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ant	BaP	FluoT	FluoR	Pyr
<b>Végétaux et invertébrés</b>											
pélagiques	0,02	<b>2,5</b>	0,88	<b>20</b>	<b>2</b>	0,02	1,59E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-04</sup>	1,00E <sup>-04</sup>	4,0E <sup>-04</sup>	8,33E <sup>-04</sup>
benthiques	NC	<b>36,25</b>	0,01	<b>13,33</b>	<b>4,71</b>	NC	<b>4,81</b>	NC	<b>913,04</b>	<b>6,56</b>	<b>31,67</b>
<b>Avifaune et mammalofaune herbivores</b>											
<i>Cygnus olor</i>	0,20	1,31E <sup>-03</sup>	NC	0,07	0,62	0,06	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Myocastor coypus</i>	0,84	1,34E <sup>-04</sup>	NC	0,53	0,42	0,10	1,68E <sup>-05</sup>	9,76E <sup>-04</sup>	1,09E <sup>-04</sup>	5,88E <sup>-05</sup>	5,89E <sup>-05</sup>
<b>Avifaune et mammalofaune omnivores</b>											
<i>Ondatra zibethica</i>	0,13	2,85E <sup>-05</sup>	NC	0,08	0,06	0,01	4,16E <sup>-06</sup>	1,40E <sup>-04</sup>	8,77E <sup>-06</sup>	8,43E <sup>-06</sup>	9,30E <sup>-06</sup>
<i>Neomys fodiens</i>	<b>2,96</b>	0,02	NC	<b>2,8</b>	<b>5,25</b>	0,29	0,0004	0,43	0,0031	0,0013	0,001
<b>Avifaune piscivore</b>											
<i>Podiceps cristatus</i>	1,80E <sup>-05</sup>	8,25E <sup>-03</sup>	NC	2,30E <sup>-04</sup>	2,71E <sup>-05</sup>	2,71E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Alcedo atthis</i>	2,49E <sup>-05</sup>	0,029	NC	4,72E <sup>-02</sup>	<b>2,49</b>	3,37E <sup>-03</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Ardea cinerea</i>	2,48E <sup>-05</sup>	1,37E <sup>-05</sup>	NC	4,23E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-06</sup>	2,61E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Phalacrocorax carbo</i>	5,19E <sup>-06</sup>	2,87E <sup>-06</sup>	NC	8,83E <sup>-05</sup>	4,1E <sup>-07</sup>	5,45E <sup>-06</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Lutra lutra</i>	6,77E <sup>-05</sup>	9,34E <sup>-07</sup>	NC	2,11E <sup>-03</sup>	8,77E <sup>-07</sup>	2,90E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,87E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,75E <sup>-07</sup>

**Tableau 32 :** Indices de risque (IR) des entités cibles du site C en aval du rejet

	As	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ant	BaP	FluoT	FluoR	Pyr
<b>Végétaux et invertébrés</b>											
- pélagiques	0,02	<b>2,5</b>	<b>1,67</b>	<b>20</b>	<b>2</b>	0,01	1,59E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-04</sup>	1,00E <sup>-04</sup>	4,00E <sup>-04</sup>	<b>10,8</b>
- benthiques	NC	<b>23,75</b>	0,01	<b>10</b>	<b>4,85</b>	NC	<b>3,95</b>	NC	<b>1000</b>	<b>1,6</b>	<b>36,67</b>
<b>Avifaune et mammalofaune herbivores</b>											
<i>Cygnus olor</i>	0,26	0,001	NC	0,09	060	0,07	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Myocastor coypus</i>	<b>1,10</b>	0,0001	NC	0,70	0,41	0,12	8,44E <sup>-06</sup>	1,87E <sup>-03</sup>	0,0001	1,68E <sup>-05</sup>	0,023
<b>Avifaune et mammalofaune omnivores</b>											
<i>Ondatra zibethica</i>	0,17	3,17E <sup>-05</sup>	NC	0,10	0,06	0,02	1,43E <sup>-06</sup>	3,57E <sup>-04</sup>	1,97E <sup>-05</sup>	2,79E <sup>-06</sup>	0,0004
<i>Neomys fodiens</i>	<b>3,88</b>	0,04	NC	<b>3,74</b>	<b>5,19</b>	0,37	0,0003	0,4	0,003	0,0003	0,31
<b>Avifaune piscivore</b>											
<i>Podiceps cristatus</i>	1,80E <sup>-05</sup>	8,25E <sup>-03</sup>	NC	2,30E <sup>-04</sup>	6,97E <sup>-02</sup>	2,87E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Alcedo atthis</i>	2,49E <sup>-03</sup>	0,03	NC	4,72E <sup>-02</sup>	<b>2,49</b>	2,58E <sup>-03</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Ardea cinerea</i>	2,48E <sup>-05</sup>	1,37E <sup>-05</sup>	NC	4,23E <sup>-04</sup>	2,00E <sup>-06</sup>	1,66E <sup>-05</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Phalacrocorax carbo</i>	5,19E <sup>-06</sup>	2,87E <sup>-06</sup>	NC	8,83E <sup>-05</sup>	4,17E <sup>-07</sup>	3,03E <sup>-06</sup>	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Lutra lutra</i>	6,77E <sup>-05</sup>	9,37E <sup>-07</sup>	NC	2,11E <sup>-03</sup>	8,77E <sup>-07</sup>	1,86E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,87E <sup>-05</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	1,75E <sup>-07</sup>	2,27E <sup>-03</sup>

Légende des tableaux 57 et 58: NC = non calculé (absence de VTR) ; As = arsenic ; Cu = cuivre ; Hg = mercure ; Ni = nickel ; Pb = plomb ; Ant = anthracène ; BaP = benzo(a)anthracène ; FluoT = fluoranthène, FluoR = fluorène ; Pyr = pyrène

### III.3.2. En aval du rejet

Le tableau 32 présente les indices de risque des entités cible du site C en aval du rejet.

Comme en amont du rejet, les végétaux et invertébrés benthiques présentent des indices de risque supérieurs à 1 suite à une exposition à l'anthracène, fluoranthène, fluorène et pyrène. Notons que les indices de l'aval sont globalement supérieurs à ceux de l'amont. Concernant le fluoranthène, l'hypothèse d'une surestimation du risque est également à envisager. Néanmoins, à l'inverse de l'amont, un indice de risque supérieur à 1 est calculé avec ou sans la prise en compte du facteur de sécurité.

Contrairement aux herbivores se nourrissant en amont du rejet, *Myocastor coypus* exprime un risque vis-à-vis de l'arsenic suite à l'ingestion de nourriture provenant de la rivière, en aval du rejet.

Pour les omnivores, *Neomys fodiens* présente trois indices de risque supérieurs à 1, ce qui signifie que cette espèce est susceptible d'exprimer des effets néfastes suite à l'ingestion de nourriture contaminée en arsenic, en nickel et en plomb provenant de la station aval du site C.

Chez les piscivores, *Alcedo atthis* présente un indice de risque supérieur à 1 pour le plomb, dû à l'ingestion de poissons provenant de la rivière en amont du rejet.

### III.3.3. Bilan : analyse comparative des IR amont et aval

L'évaluation du site C met en évidence un risque pour la flore et la faune liées au sédiment en amont et en aval du rejet. Les risques estimés révèlent une forte probabilité pour ces entités cibles d'exprimer des effets néfastes principalement causés par les teneurs en fluoranthène, fluorène et pyrène présents dans le sédiment. Sur la base de ces résultats, nous supposons l'existence d'une autre source de contamination (autre que celle du rejet) responsable des très fortes teneurs en HAP mesurées dans les sédiments de la rivière. Néanmoins, compte tenu des très fortes concentrations mesurées dans les sédiments de la canalisation et l'augmentation entre l'amont et l'aval des teneurs en fluoranthène et pyrène dans les sédiments, nous n'excluons pas l'influence du rejet sur la biocénose liée au sédiment de la rivière.

L'évaluation des risques souligne également un risque par ingestion de nourriture et d'eau contaminés pour trois espèces : *Alcedo atthis*, *Myocastor coypus* et *Neomys fodiens*. Pour *Alcedo atthis* et *Neomys fodiens*, il s'exprime aussi bien en amont qu'en aval du site, avec une légère augmentation de l'indice de risque pour une consommation d'eau et de nourriture en aval du rejet. En revanche, en ce qui concerne *Myocastor coypus*, ce risque ne s'exprime qu'au

niveau de la station aval. Cette observation laisse supposer une influence du rejet sur le risque exprimé par cette espèce.

Plusieurs sources d'incertitudes ont été identifiées au cours de l'éRé. L'objectif de ce paragraphe est d'en identifier les principales et de discuter de l'influence de ces incertitudes sur l'expression du risque.

La première source d'incertitudes que nous pouvons citer concerne les substances retenues dans le cadre de l'éRé. En effet, nous avons fait le choix, en première approche, de retenir les substances dont les teneurs mesurées dans l'eau et/ou les sédiments étaient supérieures aux valeurs de référence (NQE et/ou PNEC). Néanmoins, certaines substances non retenues sont présentes en très forte concentration dans le milieu, en particulier dans les sédiments de la canalisation. Ils constituent par conséquent une source de perturbation potentielle de la biocénose aquatique. Ces substances regroupent les seize HAP recherchés ainsi que les PCB.

Une autre source importante d'incertitudes est l'étape de caractérisation de l'exposition. En effet, dans le cadre de l'évaluation, nous avons considéré des individus adultes en bonne santé sans distinguer ni l'âge, ni le sexe, ni la période d'activité. Or, d'une manière générale, l'exposition varie au niveau intra-spécifique, en fonction de l'âge, du sexe et de la période d'activité des individus. Elle varie également en fonction de la disponibilité de la ressource, pouvant engendrer une compétition intra-spécifique pour l'accès à la nourriture. Au niveau inter-spécifique, l'intensité de l'exposition varie selon les entités cibles. Le premier caractère déterminant est la mobilité des espèces. Ainsi, les espèces fixées (macrophytes et algues benthiques) ou à faible aire de distribution (invertébrés benthiques) vont être exposées de manière plus intense que les espèces mobiles (poissons, mammifères, oiseaux...). L'autre critère est l'utilisation du milieu, les espèces nichant sur le site présentent une plus forte vulnérabilité que les espèces venant s'y nourrir et/ou s'y réfugier de manière ponctuelle, ce critère étant en lien direct avec l'aire de distribution de l'espèce. Chez les oiseaux, l'exposition sera variable également en fonction de la sédentarité de l'espèce, les espèces migratrices étant moins vulnérables que les espèces sédentaires puisque leur exposition n'a lieu que quelques mois dans l'année.

Dans le cadre de la caractérisation de l'exposition, et plus spécifiquement des doses journalières d'exposition, nous ne sommes pas parvenus à déterminer les DJE de toutes les entités cibles initialement retenues (ex. : piscifaune). Pour les autres entités cibles, nous avons

eu à déterminer le régime alimentaire en termes de diversité du bol alimentaire et de quantité d'aliments consommés. Or, ce type d'informations n'est pas renseigné pour toutes les espèces. Pour parvenir au calcul de risque, nous avons fait le choix de considérer des hypothèses volontairement majorantes (ex. : consommation exclusive des végétaux les plus contaminés pour les herbivores ; sélection des plus fortes teneurs en ETM et en HAP mesurées dans les sédiments et eaux en aval de la Moselle). Cette stratégie très conservatrice est en accord avec le principe de précaution de l'évaluation mais elle engendre très probablement une sur-estimation du risque *in fine*.

Au niveau du calcul de risque, une source d'incertitudes non négligeable est le choix des valeurs toxicologiques de référence. Dans le cadre de l'ÉRÉ du site C, certaines de ces valeurs sont dites de « screening », ce qui signifie qu'elles ne sont pas spécifiques à l'espèce étudiée (ex. : *Myocastor coypus*).

#### **III.4. CONCLUSION GENERALE DE L'ERE DU SITE C**

L'évaluation des risques du site C a mis en évidence un risque pour la flore et la faune en amont et en aval du rejet, principalement lié aux très fortes teneurs en HAP mesurées dans les sédiments. Compte tenu du niveau de contamination des sédiments de la canalisation et de l'augmentation entre l'amont et l'aval des teneurs en HAP mesurées dans les sédiments de la Moselle, nous ne pouvons exclure une influence du rejet sur la biocénose de la rivière. Néanmoins, ces résultats doivent être considérés comme une première approche du fait de nombreuses sources d'incertitudes qui subsistent. Celles-ci concernent principalement le choix des substances suivies dans le cadre de l'évaluation, le régime alimentaire des entités cibles, les teneurs présentes dans les compartiments biologiques estimées à partir de modèles et les valeurs de référence considérées pour évaluer le risque.

*In fine*, une analyse plus approfondie du transfert des sédiments de la canalisation dans la rivière est recommandée afin de localiser les zones de dépôts préférentiels et établir le risque pour les espèces colonisant ce substrat. De plus, les hypothèses de risque formulées semblent être corroborées par les mesures biologiques faites *in situ* sur la faune et la flore benthiques (cf. résultats thèse Hayet 2010).

*NB. : Seuls les résultats relatifs à l'ERE quantitative du site A sont développés ici.*

## **IV.1. CONTEXTE ET PLANIFICATION**

### **IV.1.1. Contexte**

La zone d'étude correspond à des plantations sur sol contaminé aux ETM (Eléments traces Métalliques), principalement le zinc, le plomb et le cadmium, situées dans la zone de contamination d'une ancienne usine métallurgique. Pendant la durée d'activité de l'industrie, des rejets atmosphériques contenant plomb, zinc, cadmium et hydroxyde de soufre ont été générés. Suite aux retombées, les teneurs de ces éléments autour du site A peuvent atteindre plus de cent fois les teneurs habituelles régionales (Frangi, 1997 – Sterckeman et al., 2002).

Sur ce site, en accord avec les gestionnaires, il a donc été défini que (i) la source primaire de contamination est l'ancienne usine métallurgique, et que (ii) les enjeux sont d'anciennes parcelles agricoles rachetées et plantées par les propriétaires de l'ancienne usine.

Ce changement de mode de gestion des parcelles (passage de l'usage agricole à la plantation) a été opéré car il présentait l'avantage de limiter le transfert dans la chaîne alimentaire des cultures de cette zone. Cette démarche avait également pour but de réduire l'envol de poussières contaminées et, en conséquence, d'éviter l'élargissement de la zone de pollution, l'exposition des riverains et les effets sur l'environnement. Néanmoins, aucune étude n'a, à ce jour, été conduite pour valider ces dernières hypothèses et/ou mesurer l'influence de ces changements d'usage des sols sur l'environnement. De plus, depuis la mise en place d'un plan d'intérêt général (PIG) interdisant les cultures dans cette zone et la fermeture de l'usine en 2003, le maintien de cette politique de plantation est discuté. Une des principales questions posées est l'avantage écologique induit par la plantation des anciennes parcelles agricoles.

Ainsi, sur la zone d'étude, un échantillon représentatif de l'ensemble des plantations a été sélectionné selon les critères suivants : l'âge des plantations, la diversité des essences plantées et la teneur en ETM dans les sols. Les parcelles choisies sont boisées, situées dans la zone d'influence définie par la pollution et localisées à différentes distances de l'ancienne usine afin d'obtenir un gradient de concentrations de la contamination des sols de chacune des parcelles. De plus, il est important de noter les différences d'essences plantées sur les



différentes stations de façon à évaluer les risques pour les essences et les modes de plantations les plus représentatifs de la zone. Sur cette base, quatre parcelles ont été choisies pour cette étude.

La localisation des quatre parcelles d'étude du site A est en figure 7.

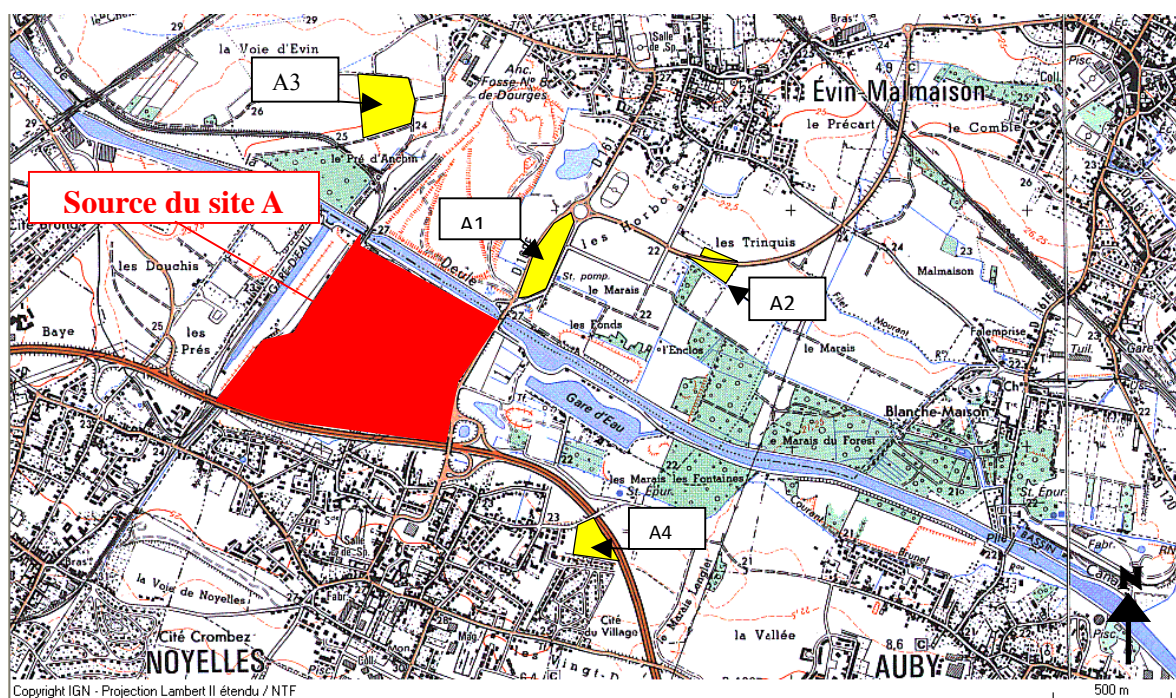


Figure 7 : Localisation des quatre stations du site A (Carte IGN 1/25000)

Le tableau 33 résume les principales caractéristiques des parcelles retenues pour l'étude du site A.

Tableau 33 : Caractéristiques des stations retenues pour l'étude du site A

Station	A1	A2	A3	A4
Année de plantation	1992	1998	1996	2003
Surface (ha)	2,58	2,22	3,37	1,49
Teneur en ETM (mg.kg <sup>-1</sup> )*	Pb	<1000	<1000	200 – 500
	Cd	10 – 20	5 – 10	10 – 20
	Hg	< 1	1 – 0,4	1 – 0,4
Diversité arborée (nombre d'espèces)	6	1	1	4
Espèces plantées	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Salix alba</i> <i>Betula pendula</i> <i>Robinia pseudacacia</i> <i>Quercus robur</i> <i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Fraxinus excelsior</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Quercus robur</i> <i>Fagus sylvatica</i>

\* Selon courbe iso-concentration [INRA, 1979, Laboratoire ENSTIMD, 1981-82]

La station A1 est constituée d'essences arborées et arbustives variées. Il s'agit de la plantation la plus ancienne et la plus proche de la source de contamination mais également de la plus contaminée. Cette station se caractérise également par (i) de fortes pressions anthropiques qui

pèsent sur cette station en raison de la voirie longeant le site au nord (RD 160) et au sud (impasse menant à déchetterie) et par (ii) son contexte hydraulique caractérisé par un fossé qui l'entoure et récupère les eaux de lessivage de la route départementale et de la parcelle notamment via des rigoles créées au droit de la parcelle.

D'après la fiche d'information BASOL (BASOL, 2010), plusieurs études ont été menées :

- des études sur les risques sanitaires liés à la présence de plomb et de cadmium dans les sols par inhalation ou ingestion ont été menées ou sont en cours ;
- une étude d'impact approfondie du crassier a été réalisée en 1992 ;
- des campagnes de prélèvements de sols et dosages des éléments polluants ont été réalisées en 1979, 1982 et 1986 dans la zone extérieure à l'usine à la demande de l'Administration ;
- une mise à jour des données de pollution des sols a été imposée par arrêté du 01/08/2001 ; elle comprend des investigations de terrains (sols et végétaux) permettant d'affiner la cartographie des zones polluées (zonage) et de définir les techniques de dépollution ;
- une évaluation détaillée des risques (EDR) pour la santé a été imposée à l'exploitant par arrêté du 09/07/2001 sur le site et sur les terrains extérieurs pollués dans les zones de 300 mg.kg<sup>-1</sup> de plomb. Sur le site, l'EDR a été menée par SITA et a servi de base aux travaux de réhabilitation. À l'extérieur du site, l'EDR a été menée par l'ADEME et doit être complétée suite à l'analyse critique.

La station A2 est constituée d'une plantation symétrique monospécifique d'érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*). La strate arbustive n'est développée qu'en périphérie de la station et la strate herbacée diverge entre la partie nord (espèces nitrophiles) et la partie sud (strate muscinale avec peu d'espèces nitrophiles). Cette station possède deux particularités qui sont : (i) la présence d'une route départementale (RD 160), traversant et délimitant les parties nord et sud et provoquant de fortes pressions anthropiques ; (ii) son contexte hydraulique caractérisé par un fossé longeant la route et récupérant les eaux de lessivage de la voirie et de la parcelle.

La station A3 est la seconde station la plus contaminée d'après le tableau 59. Il s'agit ici d'une plantation monospécifique de peupliers hybrides (*Populus canadensis*) accompagnée

d'une strate herbacée mais présentant peu d'arbustes. Située dans un contexte agricole et éloigné des voiries, elle subit des pressions anthropiques principalement d'origine agricole.

La station A4 est constituée de jeunes essences variées, plantées de manière systématique. C'est la zone étudiée la moins contaminée et située le plus loin de la source de pollution mais elle subit cependant de fortes pressions anthropiques en raison d'un contexte très urbanisé. En effet, elle est entourée d'habitations et l'autoroute A21 la longe en limite ouest.

Les parties qui vont suivre aborderont tout d'abord la planification, avec l'établissement de la problématique, les bases de l'évaluation, l'élaboration de l'objectif général ainsi que le compte rendu de planification. Ensuite, dans la première partie de ce rapport sera présentée l'ERE préliminaire avec son modèle conceptuel, l'analyse des renseignements, l'assemblage du modèle et la formulation des hypothèses. Puis, les outils descriptifs et la méthodologie d'évaluation clôtureront cette première évaluation. Pour terminer, la seconde partie du rapport concernera l'ERE quantitative et suivra le même plan que celui de l'ERE précédente.

#### **IV.1.2. Planification**

##### IV.1.2.1. Établissement de la problématique

###### *a. Présentation des intervenants*

Les différents intervenants ayant pris part à cette étude sont les tuteurs du comité de suivi RECORD (effectuant leurs réunions tous les six mois), le comité de pilotage scientifique (se réunissant tous les ans), l'INRA d'Arras pour l'analyse physico-chimique des sols, le bureau d'étude TAUW Environnement pour la validation de la stratégie d'échantillonnage, l'Institut de recherche pour le développement de Bondy pour les éléments concernant la macrofaune du sol et l'IPL de Nancy pour la réalisation des tests écotoxicologiques.

**Tableau 34** : Présentation des intervenants

<b>Intervenant</b>	<b>Rôle(s)</b>	<b>Période d'intervention</b>
Comité de suivi RECORD	Gestion et suivi de l'étude	Réunion périodique tous les six mois
Comité de pilotage scientifique	Suivi scientifique	Réunion annuelle
Laboratoire de botanique (Lille II)	Inventaires écologiques	Printemps 2007 au printemps 2008
INRA ARRAS	Analyses physico-chimiques des sols	Début de l'étude, intervention ponctuelle Printemps 2007
Bureau d'étude TAUW Environnement	Stratégie d'échantillonnage	Début de l'étude, intervention ponctuelle Printemps 2007

### *b. Élaboration de la séquence d'énoncés de décision*

Les énoncés de décision ont été élaborés en suivant la méthodologie du CEAEQ et sont les suivants :

1. Déterminer, pour chaque station, si la contamination du sol entraîne un risque pour les entités écologiques qui y sont présentes et répondre aux questions suivantes :
  - Le risque est-il en lien avec la concentration des polluants (étude comparative des stations) ?
  - Quel compartiment biocénétique est touché ?
  - Quelle est l'importance dans l'écosystème de(s) espèce(s) touchée(s).
2. Déterminer si la contamination du terrain altère la pérennité d'entités écologiques présentes et déterminer l'impact de leur éventuelle disparition sur l'écosystème.
3. Déterminer quel type de plantation permet de réduire le risque.

### *c. Enveloppe budgétaire et calendrier prévisionnel*

Cette étude fait partie du projet financé par RECORD s'étalant sur la période 2007 à 2009 avec un soutien du programme de l'ADEME. Les grandes échéances à prévoir pour la réalisation de cette étude sont principalement les campagnes d'inventaires de terrain se déroulant au printemps-début automne 2007 et 2008, idéalement de mai à mai afin de pouvoir intervenir sur deux printemps. Il faut également prendre en compte la réalisation des analyses, l'analyse de l'ensemble des informations recueillies et la rédaction de ce rapport. Ce dernier devra être communiqué pour juillet 2010. Le temps de réalisation prévu pour les évaluations, préliminaire et quantitative, est respectivement de un et deux mois sur la base des inventaires réalisés entre 2007 et 2009.

Les ressources humaines nécessaires sont évaluées à une personne et demie par an. Ce chiffre peut également être réduit à une personne expérimentée par an.

Du point de vue budgétaire, les analyses de sols sont évaluées à 16 000 € et les tests écotoxicologiques le sont à hauteur de 5000 €. Les coûts de gestion de projet et d'ingénierie sont à prendre en compte également et sont fonction de l'intervenant.

**Tableau 35 : Coût estimé pour l'ensemble du site**

Catégorie	Détails	Coûts
-----------	---------	-------

Personnel	Ingénieur de recherche	640 € /jour pendant une durée de 220 à 310 jours en fonction du niveau d'expertise, soit une fourchette de prix située entre 140 800 et 198 400 €
Fonctionnement	Déplacements et équipements	25 000 €
Prestation analytique		25 000 €
TOTAL		190 800 à 248 400 €

#### IV.1.2.2. Précisions des bases de l'évaluation

##### *a. Choix de l'approche retenue*

D'après la méthodologie employée par le CEAEQ, le choix de l'approche d'évaluation est fonction du contexte d'application. Pour cette étude, la situation qui est la protection de la diversité biologique, nécessite une évaluation des risques écotoxicologiques et non pas une évaluation du danger écotoxicologique

##### *b. Identification a priori des entités biologiques ou écologiques à considérer*

Sont retenus ici, les groupes biologiques jugés les plus vulnérables à une pollution des sols. Il s'agit donc des espèces en contact direct avec le sol et ses contaminants telles que la flore vasculaire, les champignons, les invertébrés du sol ainsi que la mammalofaune.

En effet, la flore vasculaire est en contact racinaire permanent avec le milieu et les contaminants qu'il contient et peut absorber ou adsorber les polluants au niveau de ses racines. De plus, il est possible que des dépôts de contaminants se forment sur ses parties aériennes. La flore vasculaire est également sensible à la bioaccumulation. La flore pouvant être prise en compte est arborée, herbacée ou encore arbustive.

Les champignons sont également en contact permanent avec le milieu contaminé. Ils peuvent absorber ou adsorber des substances toxiques et peuvent les bioaccumuler.

Les invertébrés du sol sont en contact direct permanent avec le sol, l'exposition peut donc être cutanée, orale et par inhalation.

La mammalofaune est également en contact direct permanent avec le sol (terriers, déplacements). De plus, elle consomme les ressources végétales, fongiques ou encore animales contaminées.

Au cours de l'étude il sera éventuellement nécessaire de prendre en considération l'avifaune en raison des liens présents au niveau des chaînes alimentaires.

#### IV.1.2.3. Détermination de l'objectif général

L'objectif d'étude du site A est le suivant : « L'ERE permet-elle d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé ? ». En d'autres termes, la question que nous posons, dans ce cas, est « Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ? ».

### **IV.2. ÉVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

L'ERE quantitative va porter sur les récepteurs, contaminants et les conditions d'exposition identifiés comme problématiques dans l'évaluation préliminaire. Elle calcule plus précisément la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur spécifique.

#### **IV.2.1. Modèle conceptuel**

Cette phase a pour objectif de réviser et de préciser le modèle conceptuel. Les hypothèses de perturbation associées aux paramètres d'évaluation pour lesquelles un risque estimé supérieur à 1 a été obtenu vont être revues et précisées dans la mesure du possible.

##### IV.2.1.1. Analyse préalable des renseignements

###### *a. Analyse des renseignements disponibles*

Cette analyse a pour but de répertorier les sources d'informations supplémentaires utilisées pour l'ERE quantitative et d'examiner tous les renseignements disponibles afin d'évaluer leur qualité, leur pertinence et l'exhaustivité des informations trouvées et utiles à l'étude. Ainsi seront étudiés les méthodes d'échantillonnages, les documents qualité, l'adéquation avec la problématique et avec le terrain de l'étude ainsi que le niveau de détails des informations et les données manquantes.

L'ensemble des sources d'informations est disponible en tableau 36. En raison de la nature des informations spécifiques à l'ERE quantitative (mesures sur le terrain, inventaires) les biais d'interprétation sont réduits et leur adéquation et leur spécificité avec le terrain et les objectifs de l'ERE quantitative sont optimales.

Concernant le calcul de risque réalisé dans la PERE, on peut noter qu'il ne prend pas en compte la notion d'exposition (fréquence, quantité, durée, etc.), mais seulement la valeur en contaminant dans le sol. Au cours de cette ERE quantitative, il sera donc nécessaire de déterminer ces niveaux d'exposition et ce pour chaque espèce en raison des différences d'habitat et de régime alimentaire. Ainsi, l'indice de risque calculé sera plus précis et

spécifique à l'espèce. Les informations à recueillir pour ce calcul de risque seront donc les niveaux d'exposition, les groupes biologiques réellement présents sur le site et leur mode d'alimentation.

**Tableau 36 :** Extrait des sources d'information pour l'ERE quantitative

Type de source	Source d'information	Année de publication	Auteur	Source originale	Information(s) importante(s)	Qualité de la source			Pertinence		Exhaus
						Spécifique au site étudié	Représentativité	Documentation	Adéquation avec la problématique	Adéquation avec le terrain étudié	
ERE	Compte rendu de planification	2010	ROUSSEL, DERAM, HAYET	X	relative à l'ERE	X	site	cf. liste ci-dessous	X	X	niveau exigé dans la méthodologie
	Fiches de visites de site										
	Modèles conceptuels										
	PSAI										
	PACQ										
	Devis d'évaluation										
	Planning										
Rapport d'ERE											
OUVRAGES, RAPPORTS SCIENTIFIQUES	Procédure d'évaluation du risque ecotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés	1998	CEAEQ	X	méthodologie utilisée pour l'étude	spécifique aux terrains contaminés	X	référence aux documents produits par le CEAEQ	X	X	Méthodologie détaillée
	Paramètres d'exposition chez les mammifères - mise en priorité des espèces	1999	CEAEQ	X	méthodologie pour la sélection des espèces	spécifique aux terrains contaminés	concerne les espèces présentes au Québec	référence aux documents produits par le CEAEQ	X	Espèces non représentatives de celles présentes sur le site d'étude	biodiversité - abondance - espèces protégées - habitat - régime alimentaire - espèces nicheuses/non nicheuses
	Paramètres d'exposition chez les oiseaux - mise en priorité des espèces	1999	CEAEQ	X	méthodologie pour la sélection des espèces	spécifique aux terrains contaminés	concerne les espèces présentes au Québec	référence aux documents produits par le CEAEQ	X	Espèces non représentatives de celles présentes sur le site d'étude	biodiversité - abondance - espèces protégées - habitat - régime alimentaire - espèces nicheuses/non nicheuses
	Etudes portant sur la méthodologie d'ERE	2006	RECORD	X	Méthodologie	-	-		X	sites contaminés	
	Impact environnemental de la végétalisation d'anciens sites industriels	1999	INRA	X		X	Non accès à la totalité de l'étude			X	Non accès à la b
	Intérêt du phytomanagement dans la gestion durable des sols pollués. Recherche de mécanismes biologiques de transfert et de localisation de métaux lourds (Cd, Pb, Zn) dans les strates herbacées et arborées.	2007	BIDAR	X	Comportement des métaux lourds dans les strates herbacées et arborées	X	X	Etudes de terrain, recherches bibliographiques, analyses et tests		X	mesure de la contamination - inventaire - tests et de la contamination - tests et méthodologie employée - etc.
	Diversité des champignons (surtout mycorhiziens) dans les écosystèmes forestiers actuels	1997	GUINBERTEAU et COURTECURSSE	X	Symbiose des champignons mycorhiziens		France	-	X	X	
	Estimates of soil ingestion by wildlife	1994	BEYER et al.	X	Ingestion de sol			X	X		
	Piérentiel péro-géochimique du Nord-Pas-de-Calais	2002	ERCKEMAN, DOU	X	Piérentiel péro-géochimique	X	X		X	X	
	The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility	2006	LAVELLE et al.	X	Lien invertébrés/sol			X	X		
	Atlas des mammifères du Nord-Pas-de-Calais	2000	FOURNIER	X	Liste des espèces potentielles de mammifères en Nord-Pas-de-	-	Régionale	-	-	X	Liste des espèces potentielles de mammifères, habitats, régime alimentaire
	Les oiseaux de la région Nord-Pas-de-Calais	1996	TOMBAL J-CH	X	Liste des espèces potentielles d'oiseaux en Nord-Pas-de-Calais en milieu forestier	-	Régionale	-	-	X	Liste des espèces potentielles de mammifères, habitats, régime alimentaire

### b. Définition de la problématique écotoxicologique

Différents tests écotoxicologiques indiqués ci-après ont été réalisés en vue d'évaluer le développement, la diminution de la survie et de la reproduction. Ils seront repris dans les tableaux « paramètres de mesure/outils de relation » :

- test du taux de croissance des végétaux supérieurs (norme iso 11269-2) ;
- test du taux de germination des spores de *Glomus mossae* (norme 731-20511) ;
- test du taux de mortalité sur vers de terre *Eisenia foetida* (norme X31-205-1) ;

Le test d'élongation racinaire a également été choisi afin de déterminer la tolérance des espèces floristiques à la toxicité du sol.

### *c. Visite de terrain*

Pour cette ERE quantitative, des inventaires des espèces floristiques et faunistiques spécifiques et complémentaires de l'étude bibliographique conduite lors de la PERE ont été réalisés en vue de la révision du modèle conceptuel.

Les espèces recensées lors des inventaires sont présentées dans la partie I de la présente étude.

#### **Flore**

Lors des inventaires de terrain, de nombreuses espèces ont pu être mises en évidence. Toutes les espèces relevées sont considérées comme des entités cibles car elles sont toutes en contact avec le sol et sa contamination. Pour la station A1, 38 espèces de plantes vasculaires ont été relevées lors des inventaires, 31 pour la station A2, 50 pour la station A3 et enfin 34 pour la station A4.

#### **Fonge**

Des inventaires de terrains ont été réalisés sur le site de l'étude en vue de l'évaluation des risques pour les fongivores lors de l'ERE quantitative. Cependant, en raison de l'absence de VTR spécifique, le détail des espèces ne sera pas pris en compte pour le calcul de risque.

#### **Invertébrés**

Des inventaires de terrains ont été réalisés sur le site de l'étude. Cependant, en raison de l'absence de VTR spécifique, le détail des espèces ne sera pas pris en compte pour le calcul de risque.

#### **Mammalofaune**

La méthodologie du CEAEQ propose un mode de sélection des espèces selon les critères suivants :

- représentativité,
- mobilité des espèces (nicheuses, non nicheuses),
- habitat,
- exposition aux contaminants.

Pour notre étude, un cinquième critère a été mis en place, celui du régime alimentaire.

Pour l'ERE quantitative, des inventaires ont été réalisés sur le terrain de l'étude. Les espèces relevées sont présentées dans le tableau 37.



**Tableau 37 : Mammalofaune relevée lors des inventaires**

Nom commun	Régime alimentaire	Milieu d'exposition	Voie d'exposition	Niveau d'exposition	Retenue	Autre
Campagnol roussâtre <i>Clethrionomys glareolus</i>	Omnivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé Intense continu	Oui	Piégé sur site
Campagnol des champs <i>Microtus arvalis</i>	Herbivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Piégé sur site Habitat préférentiel champs, haies, prairie
Campagnol agreste <i>Microtus agrestis</i>	Omnivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Piégé sur site
Lapin de garenne <i>Oryctogalus cuniculus</i>	Herbivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Observé sur site
Lièvre d'Europe <i>Lepus europaeus</i>	Herbivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Observé sur site Valeur patrimoniale, statut de protection
Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i>	Omnivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Piégé sur site
Rat musqué <i>Ondatra zibethicus</i>	Herbivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Non	Habitat à proximité de l'eau
Renard roux <i>Vulpes vulpes</i>	Carnivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Indices de présence Valeur patrimoniale
Taupe <i>Talpa talpa</i>	Omnivore (insectivore)	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Indices de présence Habitat préférentiel prairies, vergers, jardins
Hérisson d'Europe <i>Erinaceus europaeus</i>	Omnivore	Sol Alimentation	Inhalation Ingestion Contact	Elevé	Oui	Non observé Valeur patrimoniale et statut de protection:

Les espèces retenues pour l'ensemble des stations sont donc les suivantes :

- Campagnol roussâtre
- Campagnol des champs
- Campagnol agreste
- Lapin européen
- Lièvre d'Europe
- Mulot sylvestre
- Renard roux
- Taupe
- Hérisson d'Europe occidentale.

Les espèces retenues lors de cette ERE quantitative recoupent celles de l'ERE préliminaire. Aucune nouvelle espèce n'a été retenue ici.

### Avifaune

La méthodologie du CEAEQ propose un mode de sélection des espèces selon les critères suivants :

- représentativité,
- mobilité des espèces (nicheuses, non nicheuses),
- habitat,

- exposition aux contaminants.

Pour notre étude, un cinquième critère a été mis en place, celui du régime alimentaire.

Pour l'ERE quantitative, des inventaires ont été réalisés sur le terrain de l'étude. Les espèces relevées sont présentées dans le tableau 38. Les critères de sélection mis en place sont les suivants :

- nicheurs observés,
- non nicheurs ayant comme substrat d'alimentation le sol,
- espèces invertivores.

Les espèces invertivores, en raison du risque de contamination par la chaîne alimentaire, par le contact direct avec le sol ainsi qu'en raison du risque d'inhalation ou d'ingestion de sol contaminé, sont retenues par défaut. Les espèces sélectionnées devront avoir le sol comme substrat d'alimentation (principal ou secondaire). Ainsi, les espèces se nourrissant uniquement dans le milieu aérien ne seront pas retenues en raison de leur faible niveau d'exposition.

Les espèces retenues pour la station A1 sont les suivantes :

- *Anthus trivialis*
- *Erithacus rubecula*
- *Fringilla coelebs*
- *Luscinia megarhynchos*
- *Perdix perdix*
- *Phasianus colchicus*
- *Phylloscopus collybita*
- *Pica pica*
- *Strix aluco*
- *Troglodytes troglodytes*
- *Turdus merula*
- *Turdus philomelos*
- *Vanellus vanellus*
- *Cuculus canorus*

Tableau 38 : Avifaune relevée lors des inventaires sur la station A1

Espèce	Nom commun	Espèce nicheuse	Substrat de nidification	Régime alimentaire	Substrat d'alimentation	Retenue
<i>Anas platyrhynchos</i>	Canard colvert	<b>Non</b>	Sol et point d'eau	Omnivore	Eau	Non
<i>Anthus trivialis</i>	Pipit des arbres	<b>Non</b>	Sol	Insectivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	<b>Non</b>	Canopée	Piscivore	Eau	Non
<i>Columba palumbus</i>	Pigeon ramier	<b>Non</b>	Sol, arbustes	Herbivore	Feuillage	Non
<i>Emberiza citrinella</i>	Bruant jaune	Non	Arbustes	Omnivore	Sol et aérien	Non
<i>Erithacus rubecula</i>	Rouge-gorge familier	<b>Oui</b>	Sol	Omnivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Fringilla coelebs</i>	Pinson des arbres	<b>Non</b>	Sol	Omnivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinule poule-d'eau	<b>Non</b>	Sol	Herbivore	<b>Sol</b>	Non
<i>Garrulus glandarius</i>	Geai des chênes	<b>Non</b>	Sol	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Hirundo rustica</i>	Hirondelle rustique	<b>Non</b>	Cavités	Insectivore	Aérien	Non
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Rosignol philomèle	<b>Non</b>	Sol	Omnivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Parus major</i>	Mésange charbonnière	<b>Non</b>	Cavités	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Perdix perdix</i>	Perdrix grise	<b>Non</b>	Sol	Herbivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Phasianus colchicus</i>	Faisan de Colchide	<b>Non</b>	Sol	Herbivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Phylloscopus collybita</i>	Pouillot véloce	<b>Oui</b>	Sol	Insectivore	Feuillage	<b>Oui</b>
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Pouillot fitis	<b>Non</b>	Canopée	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Pica pica</i>	Pie bavarde	<b>Non</b>	Canopée	Omnivore	Sol	Oui
<i>Picus viridis</i>	Pic vert	<b>Non</b>	Cavités	Insectivore	Tronc	Non
<i>Strix aluco</i>	Chouette hulotte	<b>Non</b>	Cavités	Carnivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Sylvia atricapilla</i>	Fauvette à tête noire	<b>Non</b>	Plantations (+15 ans)	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Sylvia communis</i>	Fauvette grisette	<b>Non</b>	Arbustes	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Troglodyte mignon	<b>Oui</b>	Sol	<b>Invertivore</b>	Feuillage	<b>Oui</b>
<i>Turdus merula</i>	Merle noir	Non	Canopée	Omnivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Turdus philomelos</i>	Grive musicienne	<b>Oui</b>	Canopée et arbustes	Omnivore	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Vanellus vanellus</i>	Vanneau huppé	<b>Non</b>	Sol	<b>Invertivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Cuculus canorus</i>	Coucou gris	Non	/	<b>Invertivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>

La station A1 présente 16 espèces communes avec les espèces identifiées comme potentiellement présentes en PERE. 37 espèces n'ont pas été retrouvées dans ces inventaires tandis que 8 espèces supplémentaires ont été observées. Parmi ces espèces supplémentaires, trois ont été retenues pour l'ERE quantitative. Il s'agit de : Perdrix perdrix, Phasianus colchicus et Vanellus vanellus.

**Tableau 39** : Avifaune relevée lors des inventaires sur la station A2

Espèces	Nom commun	Espèce nicheuse	Substrat de nidification	Régime alimentaire	Substrat alimentation	Retenue
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Rousserolle effarvate	Non	Sol	Insectivore	Feuillage	Non
<i>Alauda arvensis</i>	<b>Alouette des champs</b>	Non	Sol	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	Non	Canopée	Piscivore	Eau	Non
<i>Columba livia</i>	<b>Pigeon de ville</b>	Non	<b>Cavités</b>	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Columba palumbus</i>	Pigeon ramier	Non	Sol	Herbivore	Feuillage	Non
<i>Delichon uribica</i>	Hirondelle des fenêtres	Non	Cavités	Insectivore	Aérien	Non
<i>Emberiza citrinella</i>	Bruant jaune	Non	Arbustes	Omnivore	Aérien	Non
<i>Erithacus rubecula</i>	<b>Rougegorge familial</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Fringilla coelebs</i>	<b>Pinson des arbres</b>	Non	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Falco tinnunculus</i>	<b>Faucon crécerelle</b>	Non	<b>Canopée</b>	<b>Carnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinule poule-d'eau	Non	Arbustes	Herbivore	Sol	Non
<i>Parus major</i>	Mésange charbonnière	Non	Cavités	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Phasianus colchicus</i>	<b>Faisan de Colchide</b>	Non	<b>Sol</b>	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Phylloscopus collybita</i>	<b>Pouillot véloce</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Insectivore</b>	<b>Feuillage</b>	<b>Oui</b>
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Pouillot fitis	Non	Canopée	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Pica pica</i>	<b>Pie bavarde</b>	Non	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Picus viridis</i>	Pic vert	Non	Cavités	Insectivore	Tronc	Non
<i>Sylvia atricapilla</i>	Fauvette à tête noire	Non	Plantations (+15 ans)	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Sylvia communis</i>	Fauvette grise	Non	Arbustes	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<b>Troglodyte mignon</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Invertivore</b>	<b>Feuillage</b>	<b>Oui</b>
<i>Turdus merula</i>	<b>Merle noir</b>	Non	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Cuculus canorus</i>	Coucou gris	Non	/	Invertivore	Sol	Oui

Les espèces retenues pour la station A2 sont les suivantes :

- *Alauda arvensis*
- *Columba livia*
- *Erithacus rubecula*
- *Fringilla coelebs*
- *Falco tinnunculus*
- *Phasianus colchicus*
- *Phylloscopus collybita*
- *Pica pica*
- *Sylvia atricapilla*
- *Troglodytes troglodytes*
- *Turdus merula*
- *Cuculus canorus*.

La station A2 présente 14 espèces communes avec les espèces identifiées comme potentiellement présentes en PERE. 39 espèces n'ont pas été retrouvées dans ces inventaires tandis que 8 espèces supplémentaires ont été observées. Parmi ces espèces supplémentaires, trois ont été retenues pour l'ERE quantitative. Il s'agit de : *Alauda arvensis*, *Columba livia* et *Phasianus colchicus*.

**Tableau 40** : Avifaune relevée lors des inventaires sur la station A3

Espèce	Nom commun	Espèce nicheuse	Substrat de nidification	Régime alimentaire	Substrat alimentation	Retenue
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Rousserolle effarvate	Non	Sol	Insectivore	Feuillage	Non
<i>Alauda arvensis</i>	<b>Alouette des champs</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Anthus trivialis</i>	<b>Pipit des arbres</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Insectivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	Non	Canopée	Piscivore	Eau	Non
<i>Columba livia</i>	<b>Pigeon de ville</b>	<b>Non</b>	<b>Cavités</b>	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Columba palumbus</i>	Pigeon ramier	Non	Sol	Herbivore	Feuillage	Non
<i>Corvus corone</i>	<b>Corneille noire</b>	<b>Non</b>	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Cuculus canorus</i>	<b>Coucou gris</b>	<b>Non</b>	/	<b>Invertivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Delichon urbica</i>	Hirondelle des fenêtres	Non	Cavités	Insectivore	Aérien	Non
<i>Dendrocops major</i>	Pic épeiche	Non	Cavités	Omnivore	Tronc	Non
<i>Emberiza citrinella</i>	Bruant jaune	Non	Arbustes	Omnivore	Aérien	Non
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Bruant des roseaux	Non	Sol	Omnivore	Aérien	Non
<i>Falco tinnunculus</i>	<b>Faucon crécerelle</b>	<b>Non</b>	<b>Canopée</b>	<b>Carnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Fringilla coelebs</i>	<b>Pinson des arbres</b>	<b>Non</b>	<b>Arbustes</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Garrulus glandarius</i>	Geai des chênes	Non	Arbustes	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Hirundo rustica</i>	Hirondelle rustique	Non	Cavités	Insectivore	Aérien	Non
<i>Larus ridibundus</i>	<b>Mouette rieuse</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Motacilla flava</i>	<b>Bergeronnette printanière</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Invertivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Parus major</i>	Mésange charbonnière	Non	Sol	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Passer domesticus</i>	Moineau domestique	Non	Cavités	Omnivore	Sol + feuillage	Non
<i>Perdrix perdrix</i>	<b>Perdrix grise</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Phasianus colchicus</i>	<b>Faisan de Colchide</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Herbivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rougequeue noir	Non	Cavités	Omnivore	Aérien	Non
<i>Phylloscopus collybita</i>	<b>Pouillot véloce</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Feuillage</b>	<b>Oui</b>
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Pouillot fitis	Non	Canopée	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Pica pica</i>	<b>Pie bavarde</b>	<b>Non</b>	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Picus viridis</i>	Pic vert	Non	Cavités	Insectivore	Tronc	Non
<i>Prunella modularis</i>	<b>Accenteur mouchet</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Sturnus vulgaris</i>	<b>Etourneau sansonnet</b>	<b>Non</b>	<b>Cavités</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Sylvia atricapilla</i>	Fauvette à tête noire	Oui	Plantations (+15 ans)	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Sylvia communis</i>	Fauvette grisette	Non	Arbustes	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<b>Troglodyte mignon</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Invertivore</b>	<b>Feuillage</b>	<b>Oui</b>
<i>Turdus merula</i>	<b>Merle noir</b>	<b>Non</b>	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Turdus philomelos</i>	<b>Grive musicienne</b>	<b>Oui</b>	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Vanellus vanellus</i>	<b>Vanneau huppé</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Invertivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>

Les espèces retenues pour la station A3 sont les suivantes :

- *Alauda arvensis*
- *Anthus trivialis*
- *Columba livia*
- *Corvus corone*
- *Cuculus canorus*
- *Falco tinnunculus*
- *Fringilla coelebs*
- *Hirundo rustica*
- *Larus ridibundus*
- *Motacilla flava*
- *Perdrix perdrix*
- *Phasianus colchicus*
- *Phylloscopus collybita*
- *Pica Pica*
- *Prunella modularis*
- *Sturnus vulgaris*
- *Troglodytes troglodytes*
- *Turdus merula*

- *Turdus philomelos*
- *Vanellus vanellus*

La station A3 présente 18 espèces communes avec les espèces identifiées comme potentiellement présentes en PERE. 35 espèces n'ont pas été retrouvées dans ces inventaires tandis que 15 espèces supplémentaires ont été observées. Parmi ces espèces supplémentaires, sept ont été retenues pour l'ERE quantitative. Il s'agit de : *Alauda arvensis*, *Columba livia*, *Larus ridibundus*, *Motacilla flava*, *Perdix perdix*, *Phasianus colchicus*, *Vanellus vanellus*.

**Tableau 41** : Avifaune relevée lors des inventaires sur la station A4

Espèce	Nom commun	Espèce nicheuse	Substrat de nidification	Régime alimentaire	Substrat d'alimentation	Retenue
<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	Non	Canopée	Piscivore	Eau	Non
<i>Columba palumbus</i>	Pigeon ramier	Non	Sol	Herbivore	Feuillage	Non
<i>Corvus corone</i>	<b>Corneille noire</b>	<b>Non</b>	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Erithacus rubecula</i>	<b>Rougegorge familier</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Garrulus glandarius</i>	Geai des chênes	Non	Arbustes	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Hirundo rustica</i>	Hirondelle rustique	Non	Cavités	Insectivore	Aérien	Non
<i>Larus ridibundus</i>	<b>Mouette rieuse</b>	<b>Non</b>	<b>Sol</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Parus major</i>	Mésange charbonnière	Non	Sol	Omnivore	Feuillage	Oui
<i>Passer domesticus</i>	Moineau domestique	Non	Cavités	Omnivore	Sol + feuillage	Non
<i>Phylloscopus collybita</i>	<b>Pouillot véloce</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Insectivore</b>	<b>Feuillage</b>	<b>Oui</b>
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Pouillot fitis	Non	Canopée	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Pica pica</i>	<b>Pie bavarde</b>	<b>Non</b>	<b>Canopée</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Sturnus vulgaris</i>	<b>Etourneau sansonnet</b>	<b>Non</b>	<b>Cavités</b>	<b>Omnivore</b>	<b>Sol</b>	<b>Oui</b>
<i>Sylvia atricapilla</i>	Fauvette à tête noire	Non	Plantations (+15 ans)	Omnivore	Feuillage	Non
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<b>Troglodyte mignon</b>	<b>Oui</b>	<b>Sol</b>	<b>Invertivore</b>	<b>Feuillage</b>	<b>Oui</b>
<i>Turdus merula</i>	Merle noir	Non	Canopée	Omnivore	Sol	Oui

Les espèces retenues pour la station A4 sont les suivantes :

- *Corvus corone*,
- *Erithacus rubecula*,
- *Larus ridibundus*,
- *Phylloscopus collybita*,
- *Pica pica*,
- *Sturnus vulgaris*,
- *Troglodytes troglodytes*,
- *Turdus merula*.

La station A4 présente 12 espèces communes avec les espèces identifiées comme potentiellement présentes en PERE. 41 espèces n'ont pas été retrouvées dans ces inventaires tandis que 3 espèces supplémentaires ont été observées. Parmi ces espèces supplémentaires, une a été retenue pour l'ERE quantitative. Il s'agit de : *Erithacus rubecula*.

#### IV.2.1.2. Assemblage du modèle conceptuel

##### *a. Analyse de la source de stress*

Les contaminants jugés préoccupant lors de la PERE sont à prendre en compte :

pour la flore :

- pour la station 1 : plomb, zinc, cadmium, arsenic, mercure
- pour les stations 2, 3 et 4 : plomb, zinc, mercure.

pour les invertébrés sont retenus pour l'ensemble des stations le plomb et le zinc.

pour les mammifères sont retenus :

- pour la station 1 : plomb, zinc, cadmium, arsenic, cuivre
- pour la station 2 : plomb, zinc, cadmium, cuivre, chrome
- pour la station 3 : plomb, zinc, cadmium
- pour la station 4 : plomb, zinc, cadmium, chrome.

pour l'avifaune sont retenus :

- pour la station 1 : plomb, zinc, cadmium, arsenic, cuivre
- pour les stations 2, 3, 4 : plomb, zinc, cadmium

##### *b. Analyse de l'écosystème ciblé*

Les récepteurs retenus sont les entités biologiques et/ou écologiques présentes dans les limites spatiales de l'étude pouvant être exposées directement ou indirectement (chaîne alimentaire) aux contaminants et dont il est possible d'identifier les voies d'exposition. Dans cette étude, l'intérêt est porté sur les récepteurs visant la protection de la diversité biologique. De ce fait, le niveau d'organisation d'intérêt est l'individu.

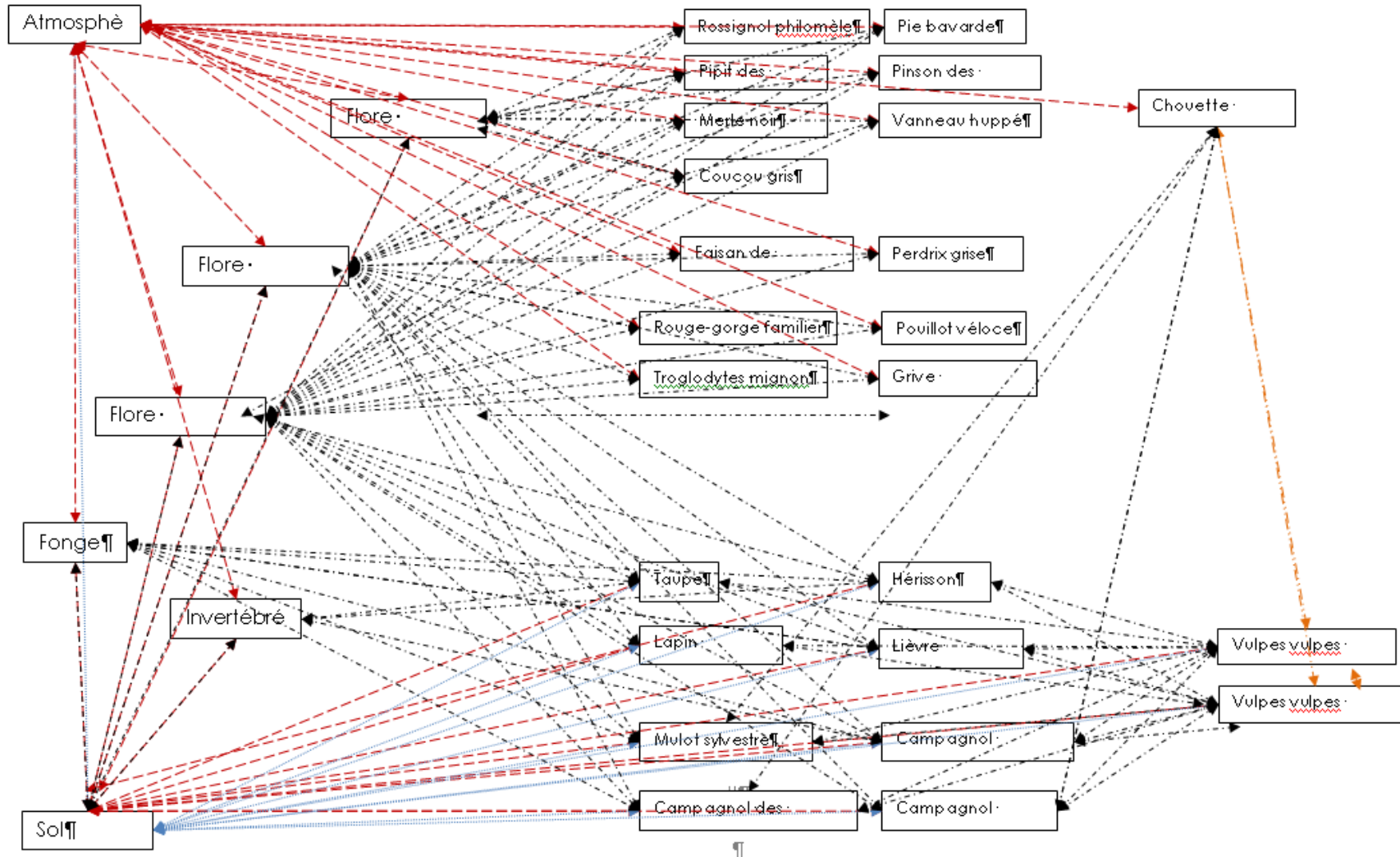
Les espèces retenues pour cette ERE quantitative ont été sélectionnées dans la partie précédente. En ERE quantitative, les réponses écotoxicologiques directes et indirectes pertinentes sont les suivantes :

- la survie et la reproduction au niveau d'organisation individuel ;
- l'abondance au niveau populationnel ;
- la composition, la biomasse et la fonction au niveau communautaire.

Les modèles conceptuels sont disponibles ci-après. Ces modèles présentent les relations trophiques entre les espèces, les niveaux d'organisation biologique ainsi que les voies d'exposition.

# STATION 1

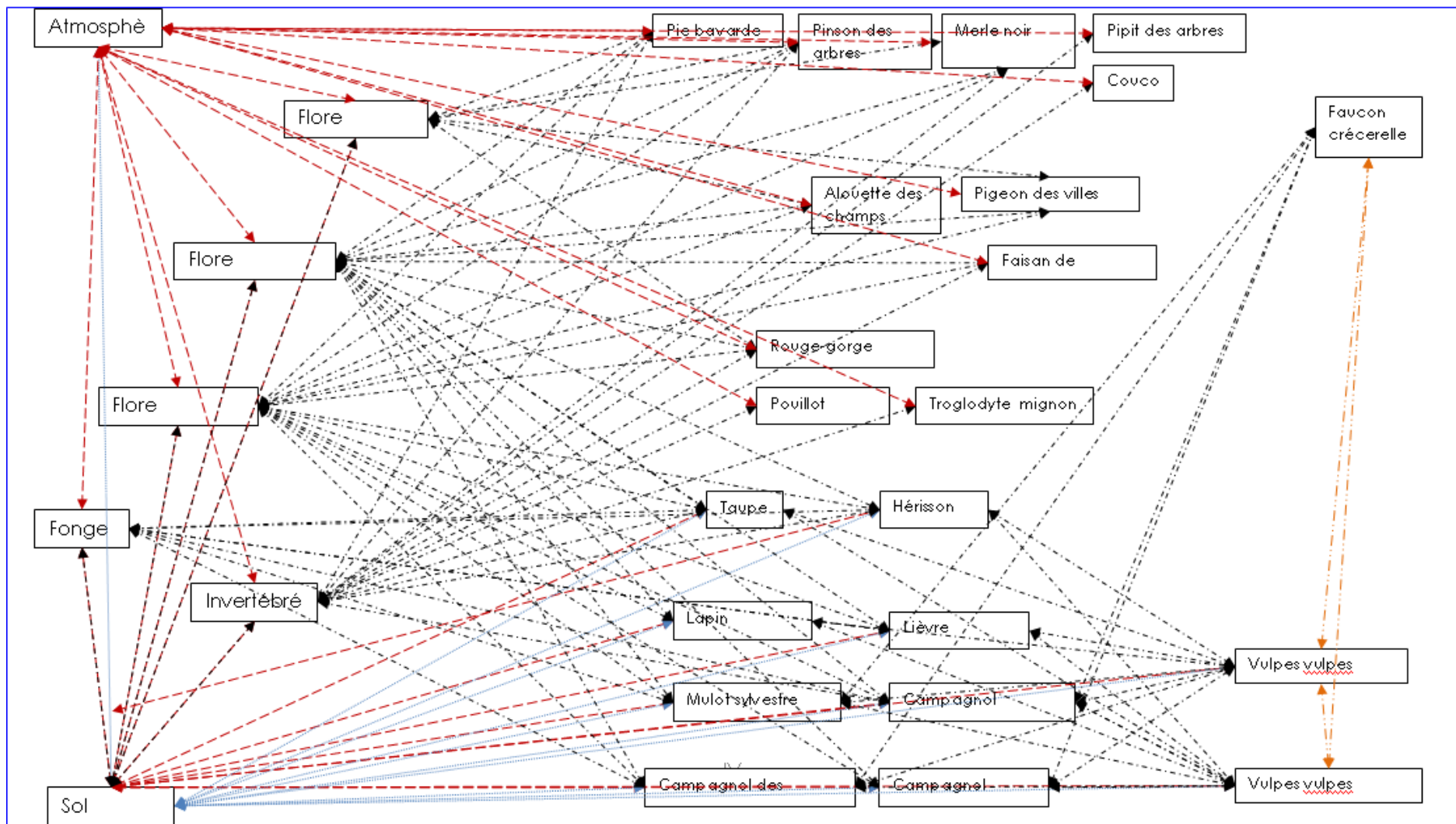
ERE du site A selon la méthode du CEAEQ





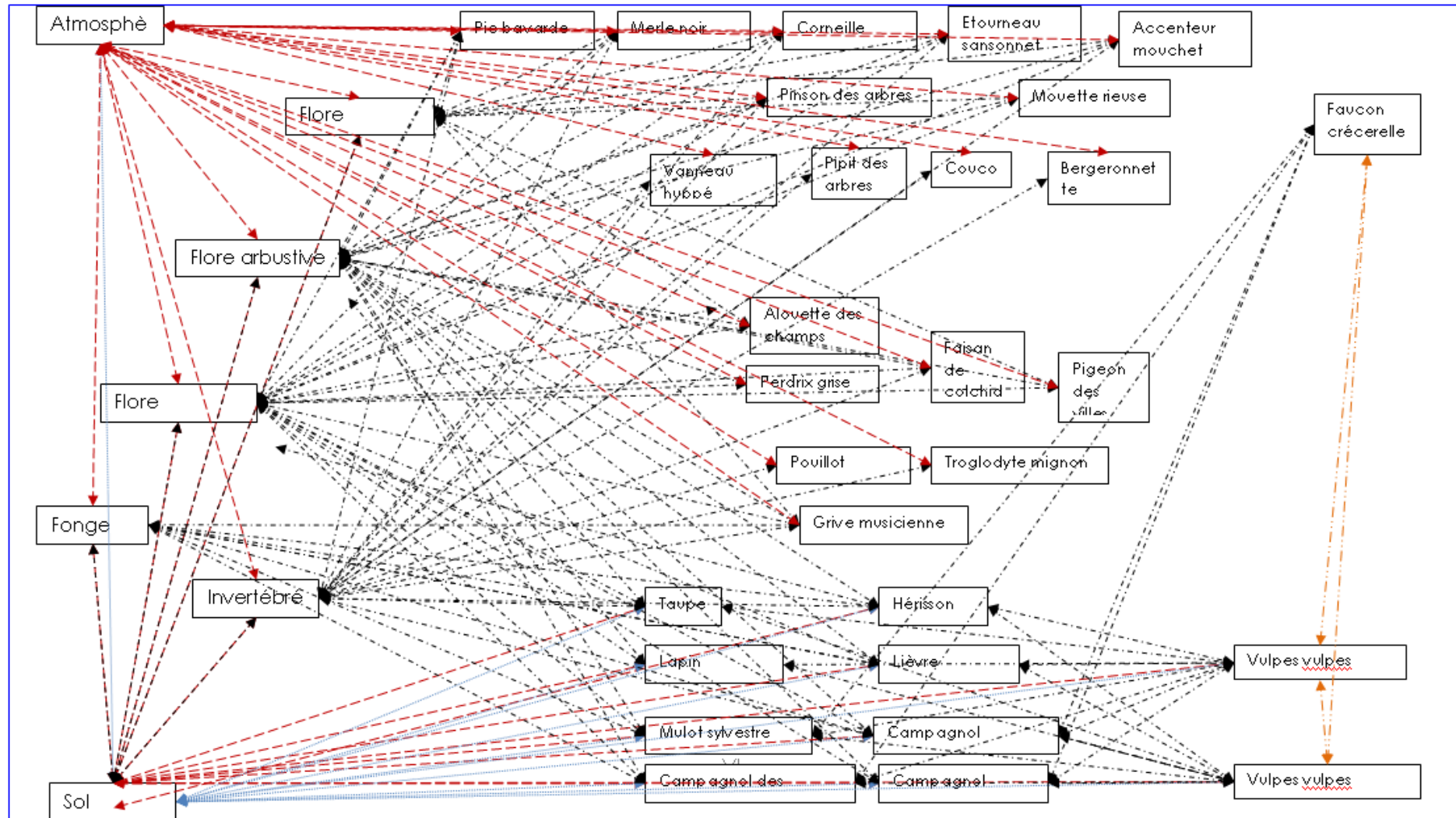
# STATION 2

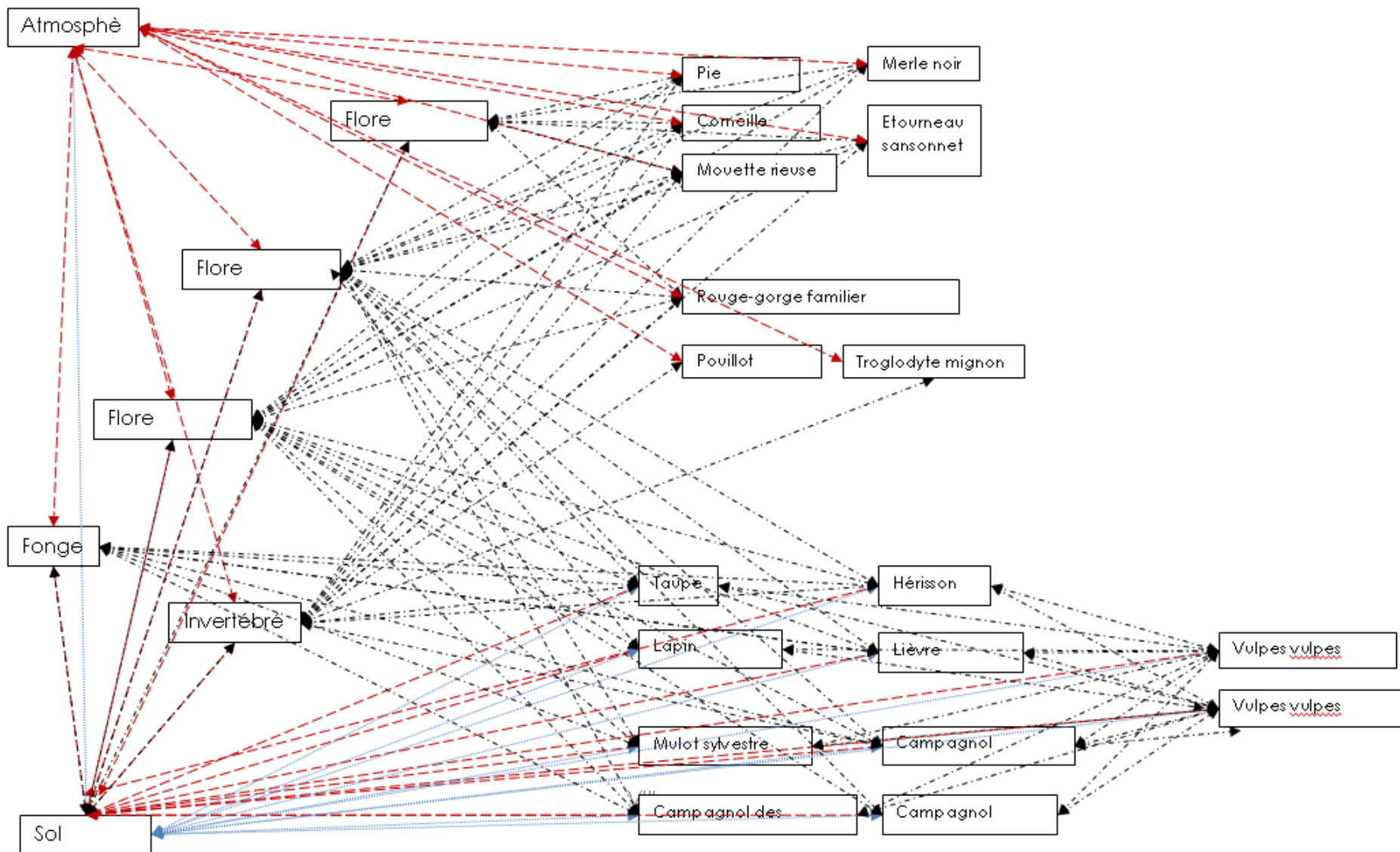
ERE du site A selon la méthode du CEAEQ



# STATION 3

ERE du site A selon la méthode du CEAEQ





#### IV.2.1.3. Formulation des hypothèses

Les hypothèses de cette évaluation sont les suivantes.

##### Hypothèses concernant la flore

1. La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
2. Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.
3. La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.

##### Hypothèses concernant la fonge

4. La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
5. Ces effets peuvent entraîner une modification de l'habitat forestier notamment s'ils entraînent une perturbation de la relation symbiotique entre les champignons mycorhiziques et les arbres. (Guinberteau & Courtecuisse, 1997)
6. La contamination du sol peut entraîner une perturbation de l'activité de décomposition de la matière organique en matière minérale, une perturbation des ressources et de la chaîne alimentaire.
7. En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire (Bidar, 2007).

##### Hypothèses concernant les invertébrés

8. La contamination du sol peut entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction des invertébrés.
9. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique du sol. En effet, les invertébrés jouent un rôle fondamental dans la transformation de la matière organique et ont également une action mécanique sur le sol. Ils influent sur les propriétés du sol ainsi que sur la disponibilité des ressources pour d'autres organismes tels que les micro-organismes et les plantes (Lavelle *et al.*, 2006). Cette perturbation est susceptible de modifier la ressource immédiate disponible pour la flore et d'entraîner des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème.
10. L'accumulation des ETM chez les invertébrés peut se transférer dans la chaîne alimentaire.

### Hypothèses concernant les mammifères

11. Les mammifères peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, terriers, etc.) et par ingestion de nourriture contaminée (Beyer *et al*, 1994). Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
12. La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

### Hypothèses concernant la faune aviaire

13. La faune aviaire peut être exposée à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
14. La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

**Les hypothèses de risque 15 et 16 ne seront pas prises en compte.**

**En revanche, elles seront considérées comme source d'incertitudes.**

15. La contamination du sol peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction. En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également cette voie d'exposition comme négligeable voire non applicable. De plus, aucune VTR n'est applicable pour les mammifères pour cette voie d'exposition.
16. La faune aviaire peut être contaminée par l'inhalation ou l'ingestion de particules de sol contaminées (nourriture contaminée par du sol, graines, etc.). En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également que cette voie est peu pertinente. De plus, comme le stipule l'US. EPA, il n'existe pas de modèle mathématique permettant d'évaluer la voie d'exposition par inhalation.

*NB* : lors de la PERE, aucun indice de risque pour la fonge n'avait pu être calculé faute de valeur de référence spécifique. Les hypothèses concernant ce récepteur ne seront donc pas prises en compte.

### **IV.2.2. Outils descriptifs**

Tout comme en PERE, cette phase a pour but de déterminer les outils descriptifs qui servent à vérifier les hypothèses de perturbations avancées dans le chapitre précédent. Le tableau 68 regroupe l'ensemble « paramètres de mesure/outils de relation » de l'ERE quantitative.

### **IV.2.3. Méthodologie d'évaluation**

#### IV.2.3.1. Définition de la méthode d'estimation

##### *a. Elaboration des scénarios spécifiques*

Les scénarios spécifiques sont résumés dans le tableau 42. Leur objectif est de mettre en évidence :

- la source de stress,
- les paramètres d'évaluation,
- les processus de transport et de transformation,
- les voies de contamination et d'exposition,
- les liens trophiques et écologiques,
- les échelles spatiales et temporelles.

**Tableau 42 : Paramètres d'évaluation et paramètres de mesure/outils de relation pour l'ERE quantitative**

	Hypothèse	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>FLORE</b>				
1	La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa <b>survie et sa reproduction</b> .	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction de la flore	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Contamination des végétaux (mesures de bioaccumulation) - Tests d'écotoxicité	- Analyse comparative inter-stations Taux de transfert : - Mesuré pour le Pb, Zn, Cd - Modélisé pour les autres ETM - Taux de croissance des végétaux supérieurs (norme ISO 11269-2)
2	Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des <b>habitats</b> disponibles ainsi qu'une perturbation des <b>ressources alimentaires</b> disponibles.	Modification des habitats	- Diversité des strates - Test d'élongation racinaire	- Analyse comparative des stations - Indice de tolérance des espèces à la toxicité du sol (évaluation de la toxicité du sol)
		Perturbation de la ressource alimentaire primaire	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
3	La contamination du sol peut se <b>bioaccumuler</b> dans les végétaux et se transférer dans la <b>chaîne alimentaire</b> .	Accumulation de la contamination chez les végétaux et transfert de la contamination dans la chaîne alimentaire	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives (bioaccumulation) - Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
<b>INVERTEBRES</b>				
8	La contamination du sol où vivent les invertébrés peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur <b>survie et leur reproduction</b> .	Influence sur le développement Diminution de la survie ou de la reproduction des invertébrés du sol	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Contamination des invertébrés (mesures de bioaccumulation) - Tests d'écotoxicité	- Analyse comparative des stations - Indice IBQS Taux de transfert : - Mesuré pour le Pb, Zn, Cd - Modélisé pour les autres ETM - Taux de mortalité sur vers de terre, <i>Eisenia foetida</i> (norme X31-205-1)
9	Les effets des contaminants sur les invertébrés peuvent donc entraîner une modification de leurs <b>rôles</b> dans l'écosystème et entraîner des conséquences sur la <b>flore et les champignons</b> .	Modification des rôles des invertébrés due à la diminution de la survie ou de la reproduction et conséquences pour la flore et la fonge	- Diversité (inventaire des espèces) - Abondance	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
10	La contamination du sol touchant les invertébrés peut s' <b>accumuler</b> et se <b>transférer dans la chaîne alimentaire</b> .	Accumulation de la contamination chez les invertébrés et transfert à la chaîne alimentaire	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives (bioaccumulation) - Diversité et abondance des invertébrés	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>MAMMIFERES</b>				
12	La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la <b>chaîne alimentaire</b> .	Accumulation de la contamination chez les mammifères et transfert dans la chaîne alimentaire	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance des invertébrés	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
	Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une <b>perturbation de l'équilibre de l'écosystème</b> (influence sur la régulation des espèces).	Perturbation de l'écosystème	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
13	La contamination du sol peut toucher les mammifères <b>ingérant ou inhalant de petites quantités de sol</b> (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, etc.)	Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	- Modélisation des voies d'exposition
<b>FAUNE AVIAIRE</b>				
14	La contamination du sol peut atteindre les mammifères par <b>contact direct</b> (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur <b>survie et leur reproduction</b> .	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction	- Diversité (inventaire des espèces)	Analyse comparative inter stations
			- Contamination du sol - Contamination de l'avifaune	Taux de transfert : - Mesuré pour le Pb, Zn, Cd - Modélisé pour les autres ETM
			- Caractérisation du lieu d'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	
15	La consommation de <b>ressources contaminées</b> peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la <b>chaîne alimentaire</b> .	Accumulation de la contamination et transfert de la contamination	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance des invertébrés	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
	Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une <b>perturbation de l'équilibre de l'écosystème</b> (influence sur la régulation des espèces).	Perturbation de l'écosystème	- Mesures <i>in vivo</i> du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource



Scénario	Pire cas vraisemblable	Source(s) de stress	Paramètre(s) d'évaluation	Espèces concernées	Voies de contamination et d'exposition	Liens trophiques et écologiques	Echelles spatiales et temporelles
<b>La toxicité de l'agent stressueur entraîne des effets sur l'entité écologique cible</b>	La toxicité entraîne des effets létaux chez la macrofaune du sol. Le défaut de survie de la macrofaune provoque un dérèglement biologique du sol et impacte la flore de la station puis, en raison de liens trophiques, la faune.	Les agents stressueurs dans ce cas de figure sont les ETM (plomb, zinc, cadmium, arsenic et mercure) qui se sont déposés sur le sol du site d'étude.	Développement, survie et reproduction de l'entité écologique cible	Les espèces concernées par ce scénario sont toutes celles présentes sur le site et pouvant être en contact avec la contamination : - la flore, - la fonge, - les invertébrés, - les espèces d'oiseaux, - les espèces de mammifères.	Les espèces concernées peuvent entrer en contact avec la contamination par : - contact direct, - l'alimentation (ingestion de ressources alimentaires contaminées), - Ingestion involontaire de particules de sol contaminé, - l'inhalation de particules de sol contaminé.	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge - flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas d'accumulation de la contamination chez les ressources alimentaires.	Les limites spatiales sont les limites de la station d'étude  Echelle temporelle sur plusieurs générations
<b>Les effets entraînés par la toxicité de l'agent stressueur provoquent une modification des rôles des entités écologiques touchées</b>	Les effets de la contamination entraînent une altération qualitative et quantitative des habitats disponibles pour les différentes espèces du site à tel point que ces dernières changent de secteur.	Les agents stressueurs dans ce cas de figure sont les ETM qui se sont déposés sur le sol du site d'étude.	Modification des habitats	Les espèces touchées directement sont (modification de leur rôle, modification de leur abondance...): - la macrofaune du sol, - la flore, - la fonge.  Ainsi, les espèces touchées indirectement sont les espèces nichant dans cette flore et dans le sol (mammifères et avifaune)	Les espèces concernées directement sont exposées par contact direct avec les contaminants.  Les espèces concernées peuvent entrer en contact avec la contamination par : - contact direct, - l'alimentation, - Ingestion involontaire de particules de sol contaminé, - l'inhalation de particules de sol contaminé.	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge - flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas de perturbation des habitats disponibles et des espèces y vivant.	Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude. En effet, l'impact de cette modification des habitats peut toucher les stations voisines où une surpopulation d'espèces peuvent apparaître et entraîner un déséquilibre de l'écosystème.  Echelle temporelle sur plusieurs générations

<p><b>L'altération de la macrofaune du sol et de la flore due à la présence de l'agent stresser entraîne des impacts sur les ressources alimentaires disponibles pour les autres espèces.</b></p>	<p>Les effets de la contamination entraînent une altération qualitative et quantitative des ressources alimentaires disponibles pour les différentes espèces du site à tel point que ces dernières changent de secteur.</p>	<p>Les agents stresser dans ce cas de figure sont les ETM qui se sont déposés sur le sol du site d'étude.</p>	<p>Perturbation des ressources alimentaires</p>	<p>Les espèces touchées directement sont (modification de leur rôle, modification de leur abondance, etc.) :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- la macrofaune du sol,</li> <li>- la flore,</li> <li>- la fonge.</li> </ul> <p>Ainsi, les espèces touchées indirectement sont les espèces consommant cette végétation (mammifère et avifaune) ainsi que les espèces de « prédateurs » (mammifères et avifaune).</p>	<p>Les espèces concernées directement sont exposées par contact direct avec les contaminants.</p> <p>Les espèces concernées peuvent entrer en contact avec la contamination par :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- contact direct,</li> <li>- l'alimentation,</li> <li>- Ingestion involontaire de particules de sol contaminé,</li> <li>- l'inhalation involontaire de particules de sol contaminé.</li> </ul>	<p>Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- sol/macrofaune</li> <li>- sol/flore</li> <li>- sol/fonge</li> <li>- flore/faune</li> <li>- macrofaune/faune</li> <li>- faune/faune (prédation)</li> </ul> <p>En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas d'accumulation de la contamination dans les ressources alimentaires.</p>	<p>Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude. En effet, l'impact de cette modification des habitats peut toucher les stations voisines où une surpopulation d'espèces peut apparaître et entraîner un déséquilibre de l'écosystème.</p> <p>Echelle temporelle sur plusieurs générations</p>
<p><b>La contamination peut s'accumuler au cours de la vie de l'entité écologique et se transmettre via la chaîne alimentaire à d'autres entités et ainsi de suite.</b></p>	<p>La contamination peut s'accumuler à chaque maillon de la chaîne alimentaire et entraîner des effets létaux à l'espèce régulatrice de l'écosystème.</p>	<p>Les agents stresser dans ce cas de figure sont les ETM qui se sont déposés sur le sol du site d'étude.</p>	<p>Accumulation de la contamination chez les entités écologiques et transfert dans la chaîne alimentaire</p>	<p>L'ensemble des entités biologiques de la station est touché</p>	<p>Les espèces concernées sont</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- soit directement exposées par contact direct avec les contaminants,</li> <li>- soit en contact avec les contaminants par l'alimentation,</li> <li>- soit encore l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire de particules de sol contaminé.</li> </ul>	<p>Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- sol/macrofaune</li> <li>- sol/flore</li> <li>- sol/fonge</li> <li>- flore/faune</li> <li>- macrofaune/faune</li> <li>- faune/faune (prédation)</li> </ul> <p>En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas d'accumulation de la contamination dans les ressources alimentaires.</p>	<p>Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude.</p> <p>Echelle temporelle sur plusieurs générations</p>

<p><b>L'altération du rôle des entités biologiques, de leur abondance, de leur habitat ainsi que les effets toxiques engendrés par les contaminants vont perturber l'équilibre de l'ensemble de l'écosystème.</b></p>	<p>L'écosystème peut être totalement déséquilibré en raison des impacts de la contamination sur les espèces, leur survie, leur rôle, leur habitat, les ressources alimentaires contaminées et en raison des liens trophiques existants. Cet impact peut également se répercuter sur les stations avoisinantes (migration d'espèces et déséquilibre des autres écosystèmes).</p>	<p>Les agents stressés dans ce cas de figure sont les ETM qui se sont déposés sur le sol du site d'étude.</p>	<p>Perturbation de l'équilibre de l'écosystème</p>	<p>Toutes les espèces peuvent être concernées. Cependant, les espèces régulatrices de fin de chaîne (prédateurs) sont celles qui auront le plus d'impact sur la régulation des populations.</p>	<p>Les espèces concernées sont  - soit directement exposées par contact direct avec les contaminants,  - soit en contact avec les contaminants par l'alimentation (ingestion de ressources alimentaires contaminées),  - soit encore l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire de particules de sol contaminé.</p>	<p>Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants :  - sol/macrofaune  - sol/flore  - sol/fonge  - flore/faune  - macrofaune/faune  - faune/faune (prédation)</p> <p>En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas d'accumulation de la contamination dans les ressources alimentaires.</p>	<p>Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude. Le déséquilibre peut se propager aux stations avoisinantes (migration des espèces prédatrices).</p> <p>Echelle temporelle sur plusieurs générations</p>
<p><b>La consommation de sol et/ou son inhalation peut représenter une forte source d'exposition</b></p>	<p>Cette exposition peut entraîner les différents scénarios précédents.</p>	<p>Les agents stressés dans ce cas de figure sont les ETM qui se sont déposés sur le sol du site d'étude.</p>	<p>Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation</p>	<p>Les espèces concernées directement sont :  - la mammalofaune,  - l'avifaune</p>	<p>Les espèces concernées sont  - soit en contact avec les contaminants par l'alimentation (ingestion de ressources alimentaires contaminées),  - soit encore l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire de particules de sol contaminé.</p>	<p>Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants :  - faune/faune (prédation)</p>	<p>Les limites spatiales sont les limites de la station d'étude</p> <p>Echelle temporelle sur plusieurs générations</p>

*b. Description de la méthode*

Tout comme dans l'ERE préliminaire, l'indice de risque pour les végétaux et les invertébrés est calculé grâce à la valeur d'exposition et la valeur de référence. Les valeurs de référence utilisées ici sont les Toxicology Reference Values<sup>1</sup> (TRV) pour les mammifères et l'avifaune. Pour la fonge, aucun indice de risque ne pourra être calculé car il n'existe pas de valeur de référence spécifique à la fonge.

Pour les mammifères et l'avifaune, l'indice de risque sera basé sur la dose journalière d'exposition (DJE) et la valeur de référence. La DJE prend en compte l'exposition des entités par ingestion de substances contaminées. Elle s'exprime communément en mg de substance par kg de masse corporelle par jour. La DJE est calculée sur les mêmes bases que dans le cadre de la méthode US EPA.

*c. Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)*

Ce plan permet, tout comme pour la PERE, d'apprécier le niveau de confiance lié aux renseignements scientifiques en identifiant, minimisant et en décrivant l'incertitude.

Paramètres d'évaluation	Paramètres de mesure	Eléments incertains	Analyse et classification de l'incertitude	Moyens de réduction possibles	Evaluation quantitative des incertitudes
En général	Tests écotoxicologiques sur les entités écologiques	Toutes les espèces n'ont pas été testées et il existe une extrapolation des effets sur des espèces proches.	Ignorance  Stochasticité	Évaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation. Multiplier le nombre de tests sous réserve de coût financier et de temps acceptables.	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés
Habitat	Abondance des entités écologiques, inventaires	Toutes les espèces n'ont peut-être pas été relevées. Certaines espèces relevées ne peuvent être que « de passage ».	Stochasticité Ignorance	Renouveler les inventaires à diverses périodes et avec différents moyens de piégeage	Calcul de l'abondance des espèces Planning des inventaires
Développement, survie et reproduction de l'entité écologique cible	- contamination du sol  - transfert entre le sol/flore,  - transfert flore/faune et facteur d'exposition       - Tests écotoxicologiques : toxicité chronique, reprotoxicité DL50, CL50	Incertitudes liées aux essais, tests, éléments de mesure  Toutes les espèces non mesurées  Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation  Toutes les espèces n'ont pas été testées Extrapolation des effets sur des espèces proches  Incertitudes liés aux essais, tests, éléments de mesure Incertitudes liées aux statistiques	Erreur  Stochasticité Ignorance  Erreur  Stochasticité Ignorance  Erreur	Métrie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire.  Augmenter le nombre de mesures  Évaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence.  Évaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation. Multiplier le nombre de tests sous réserve de coût financier et de temps acceptable.  Métrie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire. Échantillonnage, test de représentativité, intervalle de confiance.	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés       Modélisation réalisée par le logiciel TERRASYS®

Perturbation des ressources alimentaires	- abondance  - niveau de contamination	L'espèce relevée est présente mais l'abondance.  Incertitudes liées aux essais, tests, éléments de mesure	Stochasticité Ignorance  Erreur	Renouveler les inventaires à diverses périodes et avec différents moyens de piégeage  Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés
Accumulation de la contamination chez les entités écologiques et transfert dans la chaîne alimentaire	- contamination du sol, de la macrofaune, de la flore, de la faune  - transferts de la contamination sol/macrofaune, macrofaune/flore, sol/flore, sol/faune, flore/faune, faune/faune et facteurs d'exposition	Incertitudes liés aux essais, tests, éléments de mesure  Impossibilité de décrire l'ensemble des effets  Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation	Erreur Ignorance  Erreur	Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire.  Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés
Perturbation du rôle écologique des entités biologiques touchées	Tests écotoxicologiques : toxicité chronique, reprotoxicité DL50, CL50	Toutes les espèces n'ont pas été testées Extrapolation des effets sur des espèces proches  Incertitudes liées aux essais, tests, éléments de mesure Incertitudes liées aux statistiques  Bibliographie manquante sur le rôle et les interactions des espèces	Stochasticité Ignorance  Erreur	Évaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation. Multiplier le nombre de tests sous réserve de coût financier et de temps acceptables.  Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire. Echantillonnage, test de représentativité, intervalle de confiance.	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés
Perturbation de l'équilibre de l'écosystème	Abondance des entités écologiques, inventaires  - relations inter-espèces	Toutes les espèces n'ont peut-être pas été relevées. Certaines espèces relevées ne peuvent être que « de passage ».  Modélisation (incomplète, simplifiée...), quantification, extrapolation	Stochasticité Ignorance  Erreur	Renouveler les inventaires à diverses périodes et avec différents moyens de piégeage  Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence	Planning des inventaires Calcul d'indicateurs écologiques

*d. Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)*

Ce plan a pour objectif de faire le lien entre les besoins de gestion et les activités de génération, de manipulation, de traitement et d'intégration des données lors de l'évaluation.

Ce plan doit permettre de juger de la précision, de la justesse, de la représentativité et de la comparabilité des données.

Domaine(s)	Eléments ciblés	
Echantillonnage	Plan spécifique	Multiples prélèvements sur les stations étudiées
	Equipements	Tarière et équipements de protection individuels
	Echantillons	Sur trois profondeurs différentes
	Contraintes	/
	Personnel	Technicien et ingénieur
Ouvrages de référence	Identification des sources documentaires	Oui
	Obtention de la source originale de la donnée	Oui
	Elaboration des critères d'acceptabilité des données	Oui
	Récupération de renseignements pertinents	Oui
	Respect des éléments présentés dans ce tableau (échantillonnage, analyses, études de terrain, modélisation)	Oui
Analyse chimique Analyse toxicologique Etude de laboratoire	Procédure d'identification, de réception et d'entreposage des échantillons	Laboratoire certifié par le COFRAC, possession d'agrèments pour l'eau, les sédiments et l'air
	Sources d'approvisionnement et procédures de culture ou d'élevage des organismes	Non applicable ici, étude de la contamination du sol
	Protocoles analytiques	Bilan analytique de 8 métaux et dosage de la matière sèche, pH
	Méthode de calcul et statistiques	Calcul de la moyenne des écarts-types pour chaque substance et chaque station
	Procédures de contrôle de la qualité	Laboratoire certifié par le COFRAC, possession d'agrèments pour l'eau, les sédiments et l'air
Etude de terrain	Description des conditions de l'étude	Site A situé dans le Nord-Pas-de Calais, zone de contamination d'une ancienne usine métallurgique 2007-2008 2 personnes
	Modalités d'étude de terrain : localisation, date, personnel, activités, équipements, etc.	
	Méthodes utilisées	Prélèvements de sols : granulométrie, texture, paramètres agronomiques  Inventaires faunistique et floristique : schéma, contacts, photographies, relevés de passages, piégeage (filet à papillon, piège à rats, nasse à rats, belettière, cage à fauve) et récoltes (végétaux, invertébrés et insectes)
	Méthode de calcul et de statistique	Calcul de la moyenne des écarts-types pour chaque substance et chaque station Calcul de l'abondance
Modélisation informatique	Validation de l'étude	Campagnes de terrain effectuées à plusieurs saisons, plan d'échantillonnage, appel à un phytosociologue et autres
	Procédure de contrôle de la qualité	Validation du plan d'échantillonnage,
	Modalités de réalisation des activités de modélisation	Réalisation en interne suite à une formation au logiciel de modélisation
	Description des modèles	Logiciel TERRASYS®
Modélisation informatique	Documentation nécessaire à jour	Achat de l'actualisation de TERRASYS® et de l'ajout de l'écosystème européen
	Adéquation des hypothèses de base et du domaine d'application du modèle avec l'application prévue	Équipe d'évaluateurs (4 personnes)

	Validation des modèles (performance, réplicabilité)	Par le comité de suivi
Caractérisation du risque	Personnel associé à la réalisation des différentes activités de caractérisation	Oui
	Description des méthodes d'analyse et d'intégration de l'incertitude	Cf. ce rapport
	Recours à l'approche du poids des évidences	Pas dans le cadre de cette étude
	Procédure d'évaluation de l'adéquation entre les résultats de l'évaluation écotoxicologique et les niveaux de précision définis lors de la planification	Cf. conclusion du rapport

#### IV.2.3.2. Production du devis d'évaluation

##### *a. Production du devis d'évaluation*

Le devis d'évaluation présente les éléments techniques et scientifiques nécessaires à l'évaluation, ceux qui vont être réalisés lors des phases suivantes, les biais et les difficultés rencontrées.

##### *b. Description de l'évaluation*

Les hypothèses de perturbation, les paramètres d'évaluation ainsi que les scénarios spécifiques retenus ont été présentés précédemment. Pour chaque paramètre, il sera estimé qu'il existe un risque si l'indice de risque calculé pour l'entité cible est supérieur à 1. L'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation », le PSAI et le PACQ retenus sont identiques à ceux présentés plus haut.

##### *c. Programmation des activités et des ressources*

Afin de réaliser les actions nécessaires aux étapes suivantes, il convient de lister les éléments à mettre en place ainsi que les équipements associés. La réalisation d'analyses de sol, dont le coût est évalué à 16 000 €, sera également nécessaire comme présenté dans le PACQ. L'analyse de l'ensemble des données et la rédaction de ce rapport sont également à prendre en compte. Le temps de réalisation prévu pour les évaluations, préliminaire et quantitative, est respectivement de un et deux mois. Ce rapport devra être achevé pour fin juin 2010. L'estimation des ressources humaines, matérielles et financières est identique à celle(s) identifiée(s) lors de la planification.

#### **IV.2.4. Activités descriptives**

##### IV.2.4.1. Matériel et méthodes

Les différentes sources d'informations consultées lors de cette étude sont présentées dans le tableau 62. Ce tableau indique également les différents critères de sélection utilisés pour juger



de la qualité des sources et de la pertinence des informations qui y figurent. Ainsi, les critères utilisés sont les suivants :

- type de source (ouvrage scientifique, tests, bases de données, etc.),
- date de publication,
- source originale,
- spécificité au site de l'étude,
- représentativité,
- documentation, sources utilisées pour ce document,
- adéquation avec le terrain de l'étude,
- adéquation avec la problématique à l'étude,
- niveau de détail des informations,
- données manquantes.

Ces données, issues de la recherche bibliographique, ont permis de caractériser le site d'étude, de préciser les objectifs de l'étude, de déterminer les valeurs d'exposition, de référence, ainsi que les récepteurs écologiques à prendre en compte pour cette ERE quantitative. De plus, les différents guides du CEAEQ ont permis d'approfondir l'utilisation de la méthodologie associée.

#### IV.2.4.2. Présentation des tests, essais

Lors de cette ERE quantitative, les mesures de contamination du sol ont été reprises. De plus, des mesures de contamination dans les végétaux (partie reproductrice et partie végétative) ont également été effectuées. Enfin, une modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel TERRASYS pour déterminer les concentrations des contaminants dans les fruits, la fonge, les invertébrés, les mammifères et les oiseaux afin de permettre d'évaluer le transfert de la pollution dans la chaîne alimentaire. Les tests sont réalisés sur les prélèvements effectués sur site selon la méthodologie présentée dans le PACQ, tout comme la modélisation. Concernant la procédure d'assurance qualité et le contrôle qualité, on peut dire qu'ils sont garantis en raison de la certification COFRAC du laboratoire et de la possession d'agrément pour l'eau, les sédiments et l'air.

#### IV.2.4.3. Résultats

Les données générées et/ou utilisées pour la réalisation de l'ERE quantitative sont les suivantes:

- listes des espèces inventoriées sur le site d'étude,

- teneurs maximales en ETM des sols,
- le PSAI et le PACQ,
- les valeurs de référence retenues,
- la méthode de calcul pour la DJE,
- les teneurs des contaminants dans les différents aliments déterminées par modélisation,
- la répartition des aliments en fonction du régime alimentaire de l'espèce concernée.

#### IV.2.4.4. Discussion

Toutes les sources d'information utilisées sont celles respectant les critères présentés précédemment dans ce rapport. Les éléments liés à la qualité ont été assurés et validés par la réalisation des PSAI et PACQ.

Contrairement à la PERE, les espèces retenues ont été relevées sur le site lors des différentes périodes d'inventaire. Il ne s'agit donc pas d'espèces potentielles mais effectives.

Les teneurs utilisées pour les éléments dans le sol sont les maximales. Le principe de précaution a été choisi ici ; cependant une majoration du risque peut être envisagée.

Les valeurs de référence choisies et leur mode de sélection sont présentés dans la partie suivante. Une recherche bibliographique a été menée afin de constituer une base de données les regroupant.

### **IV.2.5. Activités d'évaluation**

#### IV.2.5.1. Compilation et analyse des données

##### *a. Intégration des données*

Toutes les informations sont issues des sources originales et elles permettent de répondre aux objectifs visés lors des activités d'évaluation et qui sont :

- caractériser la source,
- délimiter l'écosystème,
- caractériser la distribution,
- caractériser le récepteur,
- estimer l'exposition,
- identifier les effets,
- caractériser les relations interspécifiques,
- estimer les réponses directes, le profil de réponse et d'exposition,

- déterminer le risque estimé.

Le CEAEQ met à disposition des fiches d'espèces comprenant des informations sur :

- l'ingestion de sol,
- les volumes respiratoires,
- l'ingestion d'eau,
- le régime alimentaire saisonnier.

Ces fiches ont pu être utilisées pour évaluer l'exposition de certaines entités.

### *b. Génération des profils d'exposition et de réponse*

Le tableau 43 regroupe les profils d'exposition pour les entités présentes sur le site.

**Tableau 43 : Profils d'exposition**

Espèce	Régime alimentaire	Durée d'exposition	Intensité de l'exposition	Voies d'exposition	Variation(s) de l'exposition
<b>FLORE</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact racinaire Dépôts foliaires	Saisonnière (défoliation)
<b>FONGE</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact mycélium Dépôts foliaires	Saisonnière
<b>INVERTEBRES</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact direct	
<b>MAMMALOFAUNE</b>	Herbivores	Toute l'année	De faible (non nicheurs herbivores) à forte (nicheurs dans le sol, omnivores)	Contact direct Ingestion de sol Ingestion de ressources contaminées Inhalation de particules de sol	Contamination de la ressource
	Omnivores				Disponibilité de la ressource
	Prédateurs				Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, gestation) Mode de vie (hibernation)
<b>AVIFAUNE</b>	Non nicheurs herbivores	Printemps – été	Modérée	Contact direct Ingestion de sol Ingestion de ressources contaminées	Espèce migratrice
	Non nicheurs omnivores				Contamination de la ressource
	Non nicheurs prédateurs				Disponibilité de la ressource
	Nicheurs herbivores	Toute l'année	Forte	Contact direct Ingestion de sol Ingestion de ressources contaminées	Quantité consommée de la ressource
	Nicheurs omnivores	Toute l'année	Forte		Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)
	Nicheurs prédateurs	Toute l'année	Forte		Contamination de la ressource

#### IV.2.5.2. Caractérisation du risque

Grâce à la modélisation et aux données issues des fiches du CEAEQ, il est possible d'estimer une exposition par voie orale et par inhalation.

##### *a. Estimation du risque et interprétation du risque*

Une Eco-SSL est la concentration d'un contaminant dans le sol pour laquelle l'exposition est égale à la dose sans effet ou valeur toxicologique de référence (VTR). L'expression de l'Eco-SSL pour la faune diffère de celle pour le biotope du sol. Considérant que l'exposition et les effets sur le biote du sol sont exprimés en concentrations de contaminants dans le sol, les expositions et les effets de la faune sont exprimés en doses (mg contaminant/kg de poids corporel/jour). Les estimations de dose sont fondées sur des modèles spécifiques aux contaminants dans le sol, sur les modèles alimentaires et les taux d'ingestion des espèces concernées ainsi que sur les modèles de taux d'ingestion de sol.

Ainsi, les TRV prennent en compte la voie d'exposition par ingestion et via la chaîne alimentaire.

**Tableau 44** : Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque

	Type de valeur	Substance	Valeur
<b>FLORE</b>	Eco-SSL (mg/kg SS)	plomb	120
		zinc	160
		cadmium	32
		nickel	38
		arsenic	18
		mercure	27
<b>INVERTEBRES</b>	PNEC sol (µg/kg SS)	mercure	27
	Eco-SSL (mg/kg SS)	plomb	1700
		zinc	120
		cadmium	142
		nickel	280
		arsenic	NR
<b>AVIFAUNE</b>	TRV (mg/kg/j)	mercure	NR
		plomb	1,63
		zinc	66,1
		cadmium	1,47
		nickel	6,71
		arsenic	2,24
<b>MAMMALOFAUNE</b>	TRV (mg/kg/j)	mercure	NR
		plomb	4,7
		zinc	75,4
		cadmium	0,77
		nickel	1,70
		arsenic	1,04
		mercure	NR

Pour des raisons de lisibilité, les tableaux suivants présenteront les indices de risques supérieurs à 1.

Le tableau 45 présente les indices de risque pour la flore et les invertébrés calculés pour les stations A1 à A4 du site. Ils ne prennent pas en compte les entités cibles au niveau de l'espèce (malgré la réalisation d'inventaires) car les valeurs de référence disponibles ne sont valables pour que les groupes biologiques dans leur intégralité. Aucun indice de risque n'a été calculé pour la fonge en raison de l'absence de valeur de référence spécifique à ces entités.

**Tableau 45 :** Risques mis en évidence pour la flore et les invertébrés des stations étudiées

	Station	Substance	IR
<b>Flore</b>	1	plomb	15,83
		zinc	16,88
		cadmium	1,47
		arsenic	2,61
		mercure	85,19
	2	plomb	5
		zinc	3,75
		mercure	18,15
	3	plomb	4,08
		zinc	5,06
		mercure	17,78
	4	plomb	2,92
zinc		2,75	
mercure		13,70	
<b>Invertébrés</b>	1	plomb	1117,65
		zinc	22,50
	2	plomb	18,15
		zinc	352,94
	3	plomb	288,24
		zinc	6,75
	4	plomb	205,88
		zinc	3,67

Pour la flore, tous les contaminants sont préoccupants mais cette étude fait ressortir le mercure en plus des contaminants attendus qui sont le plomb, le zinc et le cadmium et qui présentent un IR supérieur à 1. Pour le mercure, la valeur de référence utilisée est une PNEC sol de 0,027 mg.kg<sup>-1</sup> alors que le fond pédogéochimique maximal de la région est de 0,489 mg.kg<sup>-1</sup> tout matériau parental confondu.

Sur la station A1, le cadmium et l'arsenic présentent un risque de respectivement 1,47 et 2,61. Ces indices de risque ne se retrouvent pas sur les stations A2 à A3.

Concernant les invertébrés, le plomb et le zinc présentent un IR supérieur à 1 sur les quatre stations. Les IR pour le plomb sont supérieurs à ceux du zinc. En effet, ils sont compris entre 18,15 et 117,65 pour le plomb et entre 3,67 et 22,50 pour le zinc.

Les indices de risque augmentent avec la contamination des sols d'A4 à A1 pour la flore et les invertébrés. Les IR pour les invertébrés sont plus élevés que ceux pour la flore ; cependant ceux pour la flore concernent plus de substances.

Pour les maillons supérieurs de l'écosystème, Le calcul d'une DJE par inhalation est possible ; cependant, il n'existe pas de valeur de référence permettant de calculer un IR. Des indices de risque par voie d'ingestion ont été calculés. Ceux supérieurs à 1 pour certaines espèces seront présentés dans les tableaux suivants.

Pour les mammifères, une distinction mâle/femelle a pu être réalisée grâce aux fiches d'espèces conçues par le CEAEQ. De même, ces fiches ont permis de prendre en compte le taux d'ingestion de sol de l'entité. Les espèces disposant d'une telle fiche sont le Campagnol agreste, le Campagnol des champs et le Renard roux.

Pour le Lièvre d'Europe, en raison d'un manque de données, aucun indice de risque n'a pu être calculé.

Pour l'avifaune, les fiches disponibles pour certaines espèces présentes sur les quatre stations ont été utilisées. Il s'agit des fiches portant sur le Faucon crécerelle, la Grive musicienne, le Merle noir, la Corneille noire et le Pigeon ramier.

En raison d'un manque de données, les IR pour le Vanneau huppé, la Pie bavarde et le Pouillot véloce n'ont pu être calculés sur l'ensemble des stations.

Pour la station A1, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces de mammifères suivantes :

- Lapin européen
- Campagnol agreste (mâle et femelle)
- Campagnol roussâtre
- Mulot sylvestre,
- Hérisson d'Europe,
- Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 46** : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A1

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs mâle	plomb	2,52
	zinc	3,26
	cadmium	16,49
	arsenic	1,72
Campagnol des champs femelle	plomb	3,12
	zinc	4,05
	cadmium	20,41
	arsenic	2,13
Taupe d'Europe	cadmium	1,12

Le Campagnol agreste et la Taupe présentent eux des indices de risque supérieurs à 1. Pour le Campagnol, les IR concernent le plomb, le zinc, le cadmium et l'arsenic. L'indice de risque le plus important est celui du cadmium qui est de 16,49 pour le mâle et de 20,41 pour la femelle. La femelle présente ici une sensibilité accrue qui peut être en partie expliquée par la différence de poids avec le mâle de son espèce. Pour la Taupe, le seul IR supérieur à 1 est celui du cadmium.

**Tableau 47** : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A1

Espèce	Substance	IR
Perdrix	plomb	1,67
	cadmium	2,38
Faisan de Colchide	plomb	1,48
	cadmium	2,14
Pipit des arbres	plomb	3,25
	cadmium	1,20
Rossignol philomèle	plomb	1,35
Troglodyte mignon	plomb	4,09
	zinc	1,15
	cadmium	1,51
Coucou gris	plomb	1,62

Les espèces d'oiseaux ne présentant pas de risques sont les suivants :

- Chouette hulotte,
- Rouge-gorge familier,
- Pinson des arbres,
- Grive musicienne,
- Merle noir.

Les autres espèces pour lesquelles il existe un risque figurent dans le tableau 73. Ces indices de risque sont compris entre 1,20 et 4,09. La Perdrix, le Faisan et le Pipit présentent tous les trois des IR supérieurs à 1 pour le plomb et le cadmium allant respectivement de 1,48 à 3,25 pour le plomb et de 1,20 à 2,38 pour le cadmium. Le rossignol et le coucou n'encourent un risque que pour le plomb (1,35 et 1,62) tandis que le Troglodyte mignon présente des IR supérieurs à 1 pour le plomb, le zinc et le cadmium. Les IR les plus élevés sont ceux du Troglodyte mignon avec 4,09 pour le plomb et 1,15 pour le zinc et celui de la perdrix pour le cadmium avec 2,38.

Pour la station A2, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces suivantes :

- Lapin européen
- Campagnol agreste (mâle et femelle)
- Campagnol roussâtre
- Mulot sylvestre,

- Hérisson d'Europe,
- Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 48** : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A2

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs mâle	plomb	4,45
	zinc	1,37
	cadmium	1,64
	arsenic	1,38
Campagnol des champs femelle	plomb	5,51
	zinc	1,70
	cadmium	2,03
	arsenic	1,71

Sur cette station, une seule espèce de mammifères présente un risque supérieur à 1 pour le plomb, le zinc, le cadmium et l'arsenic. L'indice de risque le plus élevé étant celui du plomb (4,45 pour le mâle et 5,51 pour la femelle). La sensibilité aux contaminants est accrue chez la femelle en raison de la différence de poids entre les deux sexes.

**Tableau 49** : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A2

Espèce	Substance	IR
Pigeon ramier	plomb	11,83
	zinc	1,46
Faisan de Colchide	plomb	3,81
Troglodyte mignon	plomb	2,20
	zinc	1,02
Coucou gris	plomb	6,89
	zinc	3,22
	cadmium	2,91
	cuivre	1,02

Les espèces d'oiseaux ne présentant pas de risque pour la station A2 sont l'Alouette des champs, le Rouge-gorge familier, le Pinson des arbres, la Grive musicienne et le Merle noir.

Le plomb présente un indice de risque supérieur à 1 pour le Pigeon (avec le plus fort indice égal à 11,83), le Faisan, le Troglodyte et le Coucou gris. Le zinc entraîne un risque pour le pigeon, le troglodyte et le coucou (indice le plus fort de 2,91) tandis que le cadmium ne concerne que le coucou gris avec un indice de 2,91. Le cuivre entraîne un risque pour le pipit des arbres et le coucou gris avec respectivement 2,27 et 2,91, bien que les végétaux et les invertébrés n'encourent pas de risque pour cette substance. Ceci peut s'expliquer par le régime alimentaire de ces deux espèces omnivores ou encore par une VTR basse.

Sur cette station, l'indice de risque le plus important est de 11,83 pour le pigeon ramier et concerne le plomb.

Pour la station A3, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces suivantes :



- Lapin européen
- Mulot sylvestre,
- Taupe d'Europe,
- Hérisson d'Europe,
- Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 50** : Risques mis en évidence pour les mammifères sur la station A3

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs mâle	plomb	3,06
	zinc	3,62
	cadmium	45,78
	arsenic	2,12
Campagnol des champs femelle	plomb	3,38
	zinc	4,49
	cadmium	56
	arsenic	2,62
Campagnol agreste mâle	cadmium	2,26
Campagnol agreste femelle	cadmium	2,75
Campagnol roussâtre	cadmium	1,35

Pour l'ensemble des espèces de ce tableau, l'IR du cadmium est supérieur à 1. Les indices de risque pour ce contaminant vont de 1,35 pour le Campagnol roussâtre à 56 pour le Campagnol agreste femelle. Pour le Campagnol des champs, on note également le plomb, le zinc et l'arsenic en plus. L'indice de risque pour l'arsenic est supérieur à 1 pour le Campagnol des champs mâle et femelle bien qu'aucun indice de risque pour la flore et les invertébrés n'ait été mis en évidence sur cette station.

**Tableau 51** : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur la station A3

Espèce	Substance	IR
Perdrix	plomb	2,01
	zinc	1,10
	cadmium	6,61
Pigeon ramier	plomb	5,55
	zinc	3,05
	cadmium	18,46
Faisan de Colchide	plomb	1,79
	cadmium	5,94

L'avifaune ne présentant pas de risque comprend : le Troglodyte mignon, le Coucou gris, le Pipit des arbres, le Pinson des arbres, l'Accenteur mouchet, l'Etourneau sansonnet, la Grive musicienne et le Merle noir.

Pour certaines espèces aux données manquantes, aucun risque n'a pu être calculé. Il s'agit de : l'Alouette des champs, de la Corneille noire, de la Mouette rieuse, et de la Bergeronnette printanière.

Pour les trois espèces Perdrix, Pigeon ramier et Faisan, l'indice de risque pour le plomb et le cadmium est supérieur à 1 (respectivement de 1,79 à 5,55 et de 5,94 à 18,46). L'IR du zinc est

également supérieur à 1 pour la Perdrix (1,10) et le pigeon (3,05). Pour cette station, le cadmium génère l'IR le plus important pour les trois espèces.

Sur la station A4, aucun indice de risque supérieur à 1 n'a été mis en évidence pour les espèces suivantes :

- Campagnol roussâtre,
- Mulot sylvestre,
- Taupe d'Europe,
- Hérisson d'Europe,
- Renard roux (mâle et femelle).

**Tableau 52 : Risques mis en évidence pour les mammifères sur A4**

Espèce	Substance	IR
Campagnol des champs femelle	zinc	1,13
	cadmium	3,86
Campagnol des champs mâle	zinc	1,34
	cadmium	4,78
	arsenic	1,03

Le Campagnol des champs mâle présente un risque supérieur à 1 pour le zinc et le cadmium. Pour ces deux substances, la femelle présente des indices de risque supérieur à ceux du mâle ainsi qu'un indice de risque supérieur à 1 pour l'arsenic. Une fois encore, la sensibilité de la femelle est mise en évidence.

**Tableau 53 : Risques mis en évidence pour l'avifaune sur A4**

Espèce	Substance	IR
Troglodyte mignon	plomb	1,56

L'avifaune ne présentant pas de risque pour la station A4 se compose du Rouge-gorge familier, de l'étourneau sansonnet et du merle noir. Pour la mouette rieuse, aucun risque n'a pu être calculé en raison d'un manque de données.

Sur cette station, le plomb entraîne un indice de risque supérieur à 1 (1,56) pour le Troglodyte mignon.

### **Bilan général**

Pour la flore et les invertébrés, les indices de risque supérieurs à 1 sont les plus fréquemment observés pour le plomb, le zinc ainsi que le mercure. L'IR le plus important pour le plomb est de 1117,65 sur A1 ; pour le zinc, le plus élevé est de 352,94 sur A2 et enfin, pour le mercure, il est de 85,19 sur A1.

Pour les mammifères, les contaminants les plus impactants sont le plomb et le cadmium pour les stations A1 à A3 mais uniquement le plomb pour la station A4. Les espèces les plus sensibles sont le Campagnol des champs, la Taupe, le Campagnol agreste et le Campagnol roussâtre. De plus, l'IR le plus important de toutes les stations est pour le cadmium de 56 pour le Campagnol des champs femelle et de 45,72 pour le mâle. On peut noter une sensibilité accrue aux contaminants chez les femelles. Ce phénomène se retrouve dans de nombreuses études et chez de nombreuses espèces en raison des différences de poids. Au vu des indices de risque pour les mammifères, on peut dire que la station A4 est la moins polluée car une seule espèce est touchée.

Pour l'avifaune, les espèces les plus sensibles sont la perdrix, le faisan, le pipit des arbres, le rouge-gorge, le troglodyte mignon, le coucou gris ainsi que le pigeon ramier.

Le nombre d'espèces touchées diminue de la station A1 à la station A4 et passe de 6 à 1. Les stations A1 et A3 présentent un IR pour le plomb pour le faisan, la station A2 n'est concernée que pour le plomb. Les trois stations A1, A2 et A4 engendrent un risque pour le troglodyte mignon en raison du plomb dont l'indice est le plus important sur A1. Pour le Pipit des arbres, l'IR du cadmium est plus important sur la station A2 que sur A1. En général, on peut constater que les espèces du genre *Columba* (pigeon) sont bien plus sensibles que les autres espèces présentant la même exposition. Contrairement aux mammifères, pour l'avifaune aucune distinction mâle/femelle n'a pu être constatée.

Au vu des précédents tableaux, on peut dire que la problématique des stations concerne les substances suivantes : plomb, zinc, cadmium, arsenic et mercure.

Le plomb et le zinc engendrent un risque supérieur à 1, chez l'ensemble des groupes biologiques (flore, faune, mammifères, avifaune).

Le cadmium entraîne un risque pour l'ensemble des groupes biologiques à l'exception des invertébrés du sol.

L'arsenic présente un risque supérieur à un pour la flore et les mammifères.

Seule la flore est touchée par le mercure et aucun indice de risque ne peut être calculé pour les invertébrés en raison de l'absence de valeur de référence.

La station A1 est la plus polluée et présente globalement des indices de risques importants. Néanmoins, pour les mammifères, la station la plus touchée est A3, avec 3 espèces différentes encourant un risque. Les différents IR sur cette station sont supérieurs aux autres IR relevés sur l'ensemble du site.

### *b. Conclusion de l'ERE et recommandations*

Au cours de cette étude, des risques ont été mis en évidence pour les différents récepteurs présents sur le site. La problématique majeure de ces quatre stations est la contamination en plomb, zinc, cadmium et arsenic. Le mercure est également apparu comme impactant lors de cette étude pour la flore et les invertébrés.

Concernant la fonge, aucun risque n'a pu être calculé en raison de l'absence de valeur spécifique de référence. Cependant sa contamination a été prise en compte pour les espèces fongivores dans le calcul de la DJE des mammifères et de l'avifaune grâce aux modélisations réalisées sur le logiciel TERRASYS®.

La mammalofaune encourt également un risque avec ces quatre substances en règle générale. On peut noter également que, pour les espèces pour lesquelles des données distinctes mâle/femelle étaient disponibles, grâce aux fiches d'espèces réalisées par le CEAEQ, une sensibilité plus importante à la contamination a été mise en évidence chez les femelles. Cette différence, démontrée dans de nombreuses études, est liée notamment à la différence de poids. En ce qui concerne l'avifaune, le plomb, le zinc et le cadmium entraînent des risques pour la majorité des espèces.

En s'intéressant à la chaîne alimentaire, on aurait pu s'attendre à une influence de la consommation de fonge en raison de son caractère bioaccumulateur mais les résultats ne permettent pas de valider cette hypothèse.

De la même manière, les résultats de cette ERE ne mettent pas en évidence le phénomène de bioamplification le long de la chaîne alimentaire. Les indices de risque diminuent au fur et à mesure de l'enchaînement oiseaux<mammifères<flore<invertébrés. Ainsi, les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) présentent des IR relativement faibles. Ceci ne peut pas être entièrement expliqué par la pondération de la DJE qui prend en compte l'aire de répartition (ensemble de la zone de nourrissage de l'entité). Il est donc possible que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

Les incertitudes pouvant être relevées sont de plusieurs types. Tout d'abord, aucun indice de risque n'a pu être calculé pour la fonge ainsi que pour certaines espèces d'oiseaux et de mammifères.

Sur le calcul de risque en lui-même, plusieurs éléments sont à ne pas négliger :

- la prise en compte de la DJE orale uniquement (la DJE inhalation ne pouvant être calculée en raison de l'absence de PNEC spécifique),

- la non-prise en compte de l'ingestion de sol pour certaines espèces (les données n'étant pas disponibles pour l'ensemble des entités concernées),
- la non-prise en compte de l'ingestion d'eau (pas de données disponibles),
- la seule prise en compte du régime alimentaire principal dont les informations pouvaient être parfois lacunaires suivant les espèces,
- la modélisation des concentrations retrouvées dans les différents aliments,
- la différenciation d'un risque mâle et femelle non systématique en raison de la disponibilité des données.

En effet, certaines informations ont pu être complétées et/ou vérifiées grâce aux fiches d'espèces réalisées par le CEAEQ. Cependant, seules quelques espèces présentes sur notre site d'étude y figuraient. Pour ces dernières, un calcul de DJE par voie d'inhalation et pondéré par l'aire de répartition pouvait être effectué. Néanmoins, les valeurs de référence spécifiques aux espèces ne sont pas déterminées. Aucun indice de risque n'a donc pu être calculé pour cette voie d'exposition.

Malgré tout, les incertitudes liées à la consommation de ressources contaminées et au profil d'exposition ont été limitées en partie grâce à la pondération de la DJE par l'aire de répartition de l'espèce.

Les indices de risques ainsi calculés souffrent d'une fiabilité assez faible. Il semble qu'ils ne puissent être utilisés en valeur absolue. Néanmoins, ils permettent d'identifier des cibles et des agents de stress. Ainsi, même si le manque de fiabilité ne permet pas de s'attacher à la valeur brute, ces IR d'ampleur différente traduisent, sans doute, une significativité du risque différente car par définition une probabilité plus forte d'apparition des effets néfastes.

De ce fait, le gestionnaire peut s'appuyer sur ces IR, décider des actions prioritaires à mettre en place en fonction des cibles à préserver.

## **V.1. CONTEXTE ET PLANIFICATION**

### **V.1.1. Contexte**

Le site correspond à une ancienne blanchisserie-teinturerie dont l'activité s'est déroulée pendant près de deux siècles. Il est situé dans le département du Nord (59), en rive gauche d'une rivière canalisée à grand gabarit et à proximité de zones marécageuses et de plusieurs boisements. Depuis la cessation d'activité, fin des années 90, le site peut être considéré comme étant à l'état de friche industrielle. L'accès au site est sécurisé par une grille à l'entrée et un grillage qui délimite le site. L'ensemble des anciens bâtiments a été détruit, seuls quelques vestiges d'activités sont encore visibles tels qu'une dalle de béton et des bassins de lagunage. Ainsi, au moment des investigations effectuées dans le cadre de la présente étude, le site était composé (i) d'une dalle de béton fissurée en de nombreux points et largement colonisée par la végétation; (ii) de vestiges d'aménagement ayant vraisemblablement hébergé des cuves; (iii) d'une ancienne zone de décharge; (iv) de boisements qui couvrent la partie nord et ouest du site et (v) d'une zone de lagunage où le niveau d'eau dans les bassins varie selon le niveau des précipitations.

Sur le plan écosystémique, le site a largement été colonisé par la végétation et la faune associée. Deux principaux types d'habitats se démarquent : (i) des boisements, dont une partie à une origine vraisemblablement artificielle (peupleraies) et (ii) des zones humides où une végétation caractéristique, riche et variée se développe. A l'échelle globale du site, plusieurs stades d'évolution de la végétation se distinguent. Au niveau de la dalle, par exemple, une végétation pionnière caractérisée par l'Orpin âcre *Sedum acre* au niveau herbacée et par le Bouleau verruqueux *Betula pendula* au niveau arbustif est observée. Par contre, au niveau des peupleraies, un stade évolutif plus stable avec une végétation caractéristique des sous-bois nitrophiles est en place. La faune observée sur le site est associée à l'existence de ces zones boisées et humides. On notera, par exemple, la présence d'amphibiens tels que le Triton alpestre *Triturus alpestris* et la Grenouille rousse *Rana temporaria*, et d'une avifaune de milieux humides (exemple : le Héron cendré *Ardea cinerea* dont on soupçonne la nidification d'un couple sur le site). Des rapaces ont également été contactés lors de la visite de site, notamment la Buse variable *Buteo buteo* et le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus*. Enfin, une partie du site d'étude a été classée en ZNIEFF en raison de la diversité de ses habitats

(boisements artificiels, cours d'eau, zones humides), ce qui témoigne du potentiel écologique du site B.

Un aménagement du site de type parc naturel et/ou parc urbain est envisagé. Le site présente, en effet, l'atout d'être situé au cœur d'une trame verte (ensemble de milieux naturels autour d'une grande agglomération constituant un corridor biologique) et d'une trame bleue de par sa localisation en zone alluviale d'une rivière de la région. Depuis l'arrêt des activités, des propositions d'aménagement sont étudiées mais la question de l'effet de la pollution résiduelle constitue un obstacle. En effet, les critères ayant conclu à un risque négligeable du site sur la santé humaine ne peuvent être appliqués à l'écosystème. De ce fait, l'ÉRE menée selon le modèle du CEAEQ est conduite sur le site B. Elle permettra au gestionnaire de site d'avoir connaissance de l'effet de la pollution résiduelle sur l'écosystème occupant le site à ce jour et d'appréhender un projet d'aménagement compatible avec l'usage envisagé.

Le périmètre d'étude du site B doit être déterminé en fonction de la zone d'influence définie par l'écosystème. Ainsi, le périmètre d'étude de l'ERE du site B correspond aux limites administratives du site ainsi qu'aux limites de la ZNIEFF.

## V.1.2. Planification

### V.1.2.1. Établissement de la problématique

#### *a. Présentation des intervenants*

Les différents intervenants ayant pris part à cette étude sont les tuteurs du comité de suivi RECORD (effectuant leurs réunions tous les six mois), le comité de pilotage scientifique (se réunissant tous les ans), l'INRA d'Arras pour l'analyse physico-chimique des sols et l'IPL de Nancy pour la réalisation des tests écotoxicologiques. Les gestionnaires du site B ont été rencontrés le 4 avril 2007.

**Tableau 54 : Présentation des intervenants**

<b>Intervenant</b>	<b>Rôle(s)</b>	<b>Période d'intervention</b>
Comité de suivi RECORD	Gestion et suivi de l'étude	Réunion périodique tous les six mois
Comité de pilotage scientifique	Suivi scientifique	Réunion annuelle
Laboratoire de botanique (Lille II)	Inventaires écologiques et mesures biologiques (sols, eau, sédiments)	Printemps 2007 au printemps 2008
INRA Arras	Analyses physico-chimiques des sols	Début de l'étude, intervention ponctuelle : Printemps 2007
IPL de Nancy	Réalisation des tests écotoxicologiques	Automne 2008

### *b. Élaboration de la séquence d'énoncés de décision*

Les énoncés de décision ont été élaborés en suivant la méthodologie du CEAEQ et sont :

1. Déterminer si la contamination résiduelle du terrain entraîne un risque pour les entités écologiques qui y sont présentes et répondre aux questions suivantes :
  - Quelles sont les zones du site les plus contaminées ?
  - Quel est le compartiment biocénotique touché ?
  - Quelle est l'importance dans l'écosystème de(s) l'espèce(s) touchée(s) ?
2. Déterminer si la contamination du terrain altère la pérennité d'entités écologiques présentes et l'impact de leur éventuelle disparition sur l'écosystème.
3. Déterminer les recommandations à but écologique pouvant être avancées dans le cadre de la gestion du site, notamment concernant la zone de décharge

### *c. Enveloppe budgétaire et calendrier prévisionnel*

Cette étude fait partie du projet financé par ADEME RECORD sur la période 2007 à 2009. Les grandes échéances à prévoir pour sa réalisation de cette étude ont été principalement les campagnes d'inventaires de terrain qui se sont déroulées au printemps-début automne 2007 et 2008, idéalement de mai à mai afin de pouvoir intervenir sur deux printemps. Il faut également prendre en compte la réalisation des analyses, l'analyse de l'ensemble des informations recueillies et la rédaction de ce rapport. Ce dernier sera être communiqué pour juillet 2010. Le temps de réalisation prévu pour les évaluations préliminaire et quantitative est respectivement de un et deux mois sur la base des inventaires effectués entre 2007 et 2009.

Les ressources humaines nécessaires sont évaluées à une personne et demie par an et par site, ce chiffre pouvant également être réduit à une personne expérimentée par an. Sur la base de notre retour d'expérience, le budget prévu est évalué entre 190 800 à 248 400 €.

#### V.1.2.2. Précisions des bases de l'évaluation

##### *a. Choix de l'approche retenue*

D'après la méthodologie employée par le CEAEQ, le choix de l'approche d'évaluation est fonction du contexte d'application. Pour cette étude, la situation qui est la protection de la diversité biologique, nécessite une évaluation des risques écotoxicologiques et non pas une évaluation du danger écotoxicologique.



### *b. Identification a priori des entités biologiques ou écologiques à considérer*

Le site, dont une partie est classée en ZNIEFF, est situé à proximité de boisements ouverts ainsi qu'à proximité de zones humides, d'une rivière et de rigoles. La pollution du site lors de son activité a pu toucher à la fois le sol mais également le milieu aquatique. Sont donc retenus ici, les groupes biologiques jugés les plus vulnérables à une pollution des sols et du milieu aquatique telles que la flore aquatique et terrestre, les champignons, les invertébrés du sol, les invertébrés du sédiment, la mammalofaune, la piscifaune et les espèces d'amphibiens.

En effet, la flore vasculaire est en contact racinaire permanent avec le milieu et les contaminants qu'il contient et peut absorber ou adsorber les polluants au niveau de ses racines. De plus, il est possible que des dépôts de contaminants se forment sur ses parties aériennes. La flore vasculaire est sensible à la bioaccumulation. La flore peut être prise en compte est arborée, herbacée ou encore arbustive. Les champignons sont également en contact permanent avec le milieu contaminé. Ils peuvent absorber ou adsorber des substances toxiques et peuvent les bioaccumuler. Les invertébrés du sol sont en contact direct permanent avec le sol, l'exposition peut donc être cutanée, orale ou avoir lieu par le biais de l'inhalation. Il en va de même pour les invertébrés du sédiment et les sédiments.

La mammalofaune est également en contact direct permanent avec le sol (terriers, déplacements). De plus, elle consomme les ressources végétales, fongiques ou encore animales contaminées. Les amphibiens et les poissons sont en contact direct avec les eaux contaminées ainsi qu'avec les sédiments. De plus, ils consomment des ressources alimentaires pouvant être contaminées telles que la flore ou encore les invertébrés.

Au cours de l'étude il sera éventuellement nécessaire de prendre en considération l'avifaune en raison des liens présents au niveau des chaînes alimentaires.

#### V.1.2.3. Détermination de l'objectif général

L'objectif d'étude du site B est d'estimer l'impact de la pollution résiduelle du site après activités sur l'écosystème, d'identifier les types de recommandations pouvant être mises en place dans le cadre de la gestion du site et enfin de déterminer l'usage de l'ancienne zone de décharge.

## **V.2. ÉVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

L'ERE quantitative va porter sur les récepteurs, contaminants et les conditions d'exposition identifiés comme problématiques dans l'évaluation préliminaire. Elle calcule plus précisément la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur spécifique.

### **V.2.1. Modèle conceptuel**

Cette phase a pour objectif de réviser et de préciser le modèle conceptuel proposé lors de l'ERE préliminaire. Les hypothèses de perturbation associées aux paramètres d'évaluation pour lesquelles un risque estimé supérieur à 1 a été obtenu vont être revues.

#### V.2.1.1. Analyse préalable des renseignements

##### *a. Analyse des renseignements disponibles*

Cette analyse a pour but de répertorier les sources d'informations supplémentaires utilisées pour l'ERE quantitative et d'examiner tous les renseignements disponibles afin d'évaluer leur qualité, leur pertinence et l'exhaustivité des informations trouvées et utiles à l'étude. Ainsi ont été étudiés les méthodes d'échantillonnages, les documents qualité, l'adéquation avec la problématique et avec le terrain de l'étude ainsi que le niveau de détails des informations et les données manquantes.

Concernant le calcul de risque réalisé dans la PERE, on peut noter qu'il ne prend pas en compte la notion d'exposition (fréquence, quantité, durée, etc), mais seulement la valeur en contaminant dans les milieux considérés. Au cours de cette ERE quantitative, il sera donc nécessaire de déterminer ces niveaux d'exposition et ce pour chaque espèce en raison des différences d'habitat et de régime alimentaire. Ainsi, l'indice de risque calculé sera plus précis et spécifique à l'espèce. Les informations à recueillir pour ce calcul de risque seront donc les niveaux d'exposition, les espèces réellement présentes sur le site et leur mode d'alimentation.

### *b. Visite de terrain*

Si l'on se réfère à l'ERE préliminaire, les espèces à prendre en compte pour le site B sont :

- la flore terrestre,
- la flore aquatique,
- la fonge,
- les invertébrés du sol,
- les invertébrés des sédiments,
- les mammifères,
- l'avifaune,
- les batraciens (pas de calcul de risque possible en l'absence de valeur de référence spécifique),
- la piscifaune (groupe biologique non retenu en raison de l'absence de caractérisation écologique).

Pour cette ERE quantitative, des inventaires des espèces floristiques et faunistiques en vue de la révision du modèle conceptuel ont été réalisés.

### **Flore**

L'équipe d'évaluation a pu déterminer les espèces à prendre en compte suite à la caractérisation du site. Lors des inventaires de terrain, de nombreuses espèces ont pu être mises en évidence. Toutes les espèces relevées sont considérées comme des entités cibles car elles sont toutes en contact avec le sol et sa contamination. On observe une peupleraie artificielle, une végétation de sous-bois nitrophile où abondent *Sambucus nigra* et *Urtica dioica*, un milieu de culture (champs de maïs « sauvage » planté pour attirer le gibier) et une friche (au droit d'une ancienne décharge). Un peu plus loin sur le site, s'étendent encore une zone de végétation nitrophile, un milieu de culture constitué de champs de maïs « sauvage » ainsi qu'une zone de friche.

Au niveau de la dalle de béton, une végétation anthropique est visible avec une végétation pionnière constituée de bouleaux (*Betula pendula*).

En raison du caractère humide, une végétation inféodée aux zones humides existe au niveau de la zone de lagunage et de la décharge, avec un cortège floristique comportant : la Menthe aquatique (*Mentha aquatica*), la Salicaire (*Lythrum salicaria*) et la Lysimache vulgaire (*Lysimachia vulgaris*). Ce type de végétation est observé notamment au niveau de la zone de lagunage et de la décharge.

## **Fonge**

Des inventaires de terrain ont été réalisés sur le site de l'étude en vue de l'évaluation des risques pour les fongivores lors de l'ERE quantitative. Cependant, en raison de l'absence de VTR spécifique, le détail des espèces ne sera pas pris en compte pour le calcul de risque.

## **Invertébrés**

Des inventaires de terrains ont été réalisés sur le site de l'étude. Cependant, en raison de l'absence de VTR spécifique, le détail des espèces ne sera pas pris en compte pour le calcul de risque. Il existe une VTR pour les végétaux et les invertébrés aquatiques ainsi qu'une VTR pour les végétaux et les invertébrés liés aux sédiments.

## **Mammalofaune**

La méthodologie du CEAEQ propose un mode de sélection des espèces (mammifères et avifaune) d'après les critères suivants :

- représentativité,
- mobilité des espèces (nicheuses, non nicheuses),
- habitat,
- exposition aux contaminants.

Pour notre étude, un cinquième critère a été mis en place, celui du régime alimentaire.

La mammalofaune du site est principalement constituée d'espèces inféodées au milieu humide et au boisement ouvert. Afin d'identifier les mammifères du site B pour l'ERE quantitative, des inventaires de terrains (campagnes de piégeage non vulnérants et recherches de traces) ont été effectués au printemps 2008.

Les espèces de mammifères retenues sont donc les suivantes :

- Belette d'Europe,
- Campagnol sp,
- Hérisson d'Europe,
- Lapin de garenne,
- Lièvre d'Europe,
- Lérot,
- Mulot sylvestre
- Musaraigne sp.,
- Rat musqué,
- Renard roux.

**Tableau 55 : Mammalofaune relevée lors des inventaires**

<b>Espèces</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Régime</b>	<b>Milieu d'exposition</b>	<b>Voies d'exposition</b>	<b>Niveau</b>
----------------	-------------------	---------------	----------------------------	---------------------------	---------------

		<b>alimentaire</b>		<b>d'exposition</b>		
<i>Mustela nivalis</i>	Belette d'Europe	Carnivore (rongeurs)	Sol Alimentation	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Microtus sp</i>	Campagnol sp.	Omnivore	Alimentation Sol	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Erinaceus europaeus</i>	Hérisson d'Europe	Omnivore	Sol Alimentation Chaîne alimentaire	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Oryctolagus curiculus</i>	Lapin de garenne	Herbivore	Sol Alimentation	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Lepus europaeus</i>	Lièvre d'Europe	Herbivore	Sol Alimentation	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Eliomys quercinus</i>	Lérot	Omnivore	Sol Alimentation	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Mulot sylvestre	Omnivore	Sol Alimentation	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Sorex sp</i>	Musaraigne sp.	Invertivore	Sol Alimentation	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé
<i>Ondatra zibethicus</i>	Rat musqué	Herbivore	Alimentation	Ingestion – Contact		Moyenne
<i>Vulpes vulpes</i>	Renard roux	Carnivore	Sol Alimentation Chaîne alimentaire	Inhalation – Contact direct	Ingestion –	Elevé

Sur les 15 espèces retenues lors de la recherche bibliographique lors de la PERE, 6 sont communes parmi les 10 espèces piégées sur le site. Trois espèces sont d'ailleurs apparues lors des inventaires alors qu'elles ne sont pas considérées comme potentiellement présentes lors de la PERE.

### Avifaune

Les espèces relevées lors de l'inventaire pour l'avifaune sont présentées dans le tableau 83.

Les critères de sélection mis en place sont les suivants :

- nicheurs observés,
- non nicheurs ayant comme substrat d'alimentation le sol,
- espèces invertivores.

Les espèces invertivores en raison du risque de contamination par la chaîne alimentaire, par le contact direct avec le sol ainsi qu'en raison du risque d'inhalation ou d'ingestion de sol contaminé sont retenues par défaut. Les espèces sélectionnées doivent avoir le sol et/ou l'eau comme substrat d'alimentation principal. Ainsi, les espèces se nourrissant uniquement dans le milieu aérien ne sont pas retenues en raison de leur faible niveau d'exposition.

**Tableau 56 :** Avifaune relevée lors des inventaires

Espèce	Nom commun	Espèce nicheuse	Substrat de nidification	Régime alimentaire	Substrat alimentation	Niveau exposition	Retenue
<i>Prunella modularis</i>	Accenteur mouchet	Oui	Arbuste	Omnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Branta leucopsis</i>	Bernache nonette	Non	Herbes	Herbivore	Sol	Moyen	Oui
<i>Buteo buteo</i>	Buse variable	Oui	Canopée	Carnivore	Sol	Elevé	Non
<i>Anas platyrhynchos</i>	Canard colvert	Oui	Sol	Omnivore	Eau	Elevé	Oui
<i>Carduelis carduelis</i>	Chardonneret élégant	Non	Herbes	Herbivore	Sol	Moyen	Oui
<i>Corvus monedula</i>	Choucas des tours	Non	Carvernicole	Omnivore	Sol	Faible	Non
<i>Strix aluco</i>	Chouette hulotte	Oui	Cavité	Carnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Corvus corone</i>	Corneille noire	Oui	Canopée	Omnivore	Sol	Elevé	Non
<i>Cuculus canorus</i>	Coucou gris	Oui	Autre	Invertivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Accipiter nisus</i>	Epervier d'Europe	Oui	Canopée	Carnivore (oiseaux)	Aérien	Elevé	Oui
<i>Sturnus vulgaris</i>	Etourneau sansonnet	Oui	Cavité	Omnivore	Sol	Moyen	Oui
<i>Phasianus colchicus</i>	Faisan de Colchide	Oui	Sol	Granivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Falco tinnunculus</i>	Faucon crécerelle	Non	Cavité	Carnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>alco subbuteo</i>	Faucon hobereau	Non	ND	Carnivore	Sol	Elevé	Non
<i>Sylvia atricapilla</i>	Fauvette à tête noire	Oui	Arbuste	Omnivore	Feuillage	Moyen	Non
<i>Sylvia borin</i>	Fauvette des jardins	Oui	Herbes	Insectivores	NP	Moyen	Non
<i>Sylvia communis</i>	Fauvette grisette	Oui	Arbuste	Omnivore	Feuillage	Moyen	Non
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinule poule-d'eau	Oui	Arbuste	Herbivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Garrulus glandarius</i>	Geai des chênes	Oui	Canopée	Omnivore	Feuillage	Faible	Non
<i>Larus sp.</i>	Goeland sp	Non	Cavernicole	Omnivore	Eau	Elevé	Non (plan d'eau)
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Grand cormoran	Non	Arbuste	Piscivore	Eau	Elevé	Non (plan d'eau)
<i>Certhia brachydactyla</i>	Grimpereau des jardins	Oui	Arbuste	Insectivore	NP	Négligeable	Non
<i>Turdus philomelos</i>	Grive musicienne	Oui	Arbuste	Omnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Grèbe castagneux	Oui	Plan d'eau	Piscivore	Eau	Elevé	Oui
<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	Non	Canopée	Piscivore	Eau	Elevé	Oui
<i>Apus apus</i>	Martinet noir	Non	Cavernicole	Insectivore	Aérien	Très faible	Non
<i>Alcedo atthis</i>	Martin pêcheur	Oui	Sol	Piscivore	Eau	Elevé	Oui
<i>Turdus merula</i>	Merle noir	Oui	Arbuste	Omnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Aegithalos caudatus</i>	Mésange à longue queue	Oui	Arbuste	Omnivore	Feuillage	Moyen	Oui
<i>Parus caeruleus</i>	Mésange bleue	Oui	Canopée	Invertivore	Feuillage	Elevé	Oui
<i>Parus montanus</i>	Mésange boréale	Oui	Cavité	Insectivore	NP	Faible	Non
<i>Parus major</i>	Mésange charbonnière	Oui	Cavité	Omnivore	Feuillage	Faible	Non
<i>Parus ater</i>	Mésange noire	Non	Cavernicole	Insectivore	NP	Très faible	Non
<i>Parus palustris</i>	Mésange nonette	Non	Cavernicole	Insectivore	NP	Très faible	Non
<i>Larus ridibundus</i>	Mouette rieuse	Non	Sol	Omnivore	Sol	Moyen	Oui
<i>Dendrocopus major</i>	Pic épeiche	Oui	Cavité	Omnivore	Tronc	Faible	Non
<i>Picus viridis</i>	Pic vert	Oui	Cavité	Insectivore	Tronc	Faible	Non
<i>Pica pica</i>	Pie bavarde	Non	Canopée	Omnivore	Sol	Moyen	Oui
<i>Columba palumbus</i>	Pigeon ramier	Oui	Cavité	Herbivore	Feuillage	Moyen	Oui
<i>Fringilla coelebs</i>	Pinson des arbres	Oui	Arbuste	Omnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Pouillot fitis	Oui	Sol	Omnivore	Feuillage	Faible	Non
<i>Phylloscopus collybita</i>	Pouillot véloce	Oui	Canopée	Insectivore	Feuillage	Très faible	Non

Espèce	Nom commun	Espèce nicheuse	Substrat de nidification	Régime alimentaire	Substrat alimentation	Niveau exposition	Retenue
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Rosignol philomèle	Non	Arbuste	Omnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Erithacus rubecula</i>	Rouge-gorge familier	Oui	Arbuste	Omnivore	Sol	Elevé	Oui
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Rousserolle effarvate	Non	Herbes	Insectivore	Feuillage	Très faible	Non
<i>Sitta europaea</i>	Sittelle torchepot	Oui	Cavité	Insectivore	Tronc	Faible	Non
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Troglodyte mignon	Oui	Arbuste	Invertivore	Feuillage	Elevé	Oui
<i>Vanellus vanellus</i>	Vanneau huppé	Non	Sol	Invertivore	Sol	Elevé	Oui

Les espèces retenues pour le site B sont les suivantes :

- Accenteur mouchet
- Bernache nonette
- Canard colvert
- Chardonneret élégant
- Chouette hulotte
- Coucou gris
- Épervier d'Europe
- Étourneau sansonnet
- Faisan de Colchide
- Faucon crécerelle
- Gallinule poule-d'eau
- Grive musicienne
- Grèbe castagneux
- Héron cendré
- Martin pêcheur
- Merle noir
- Mésange à longue queue
- Mésange bleue
- Mouette rieuse
- Pie bavarde
- Pigeon ramier
- Pinson des arbres
- Rossignol philomèle
- Rouge-gorge familier
- Troglodyte mignon
- Vanneau huppé

### **Batraciens**

Sur le site, quatre espèces de batraciens ont été retenues. Il s'agit du Crapaud commun, de la Grenouille rousse, du Triton palmé et du Triton ponctué. Cependant, en raison de l'absence de VTR spécifique, des indices de risques spécifiques ne seront pas calculés.

#### V.2.1.2. Assemblage du modèle conceptuel

##### *a. Analyse de la source de stress*

L'ensemble des contaminants jugé préoccupant lors de la PERE sont à prendre en compte pour cette ERE quantitative. Ainsi, pour la flore terrestre, sont retenus :

- l'arsenic,
- le cuivre,
- le manganèse,
- le mercure,
- le nickel,
- le plomb,
- le zinc,



- le benzène,
- le toluène,
- les xylènes,
- le trichloroéthylène,
- le tétrachloroéthylène,
- et le tétrachlorure de carbone.

Pour les invertébrés du sol, sont retenus :

- le cuivre,
- le plomb,
- le zinc,
- le benzo(a)fluoranthène,
- le benzo(a)anthracène
- le fluoranthène,
- le benzo(a)pyrène,
- le chrysène,
- le naphthalène,
- le phénanthrène,
- le pyrène,
- le benzène,
- le toluène,
- les xylènes,
- le trichloroéthylène,
- le tétrachloroéthylène,
- et le tétrachlorure de carbone.

Pour les mammifères, les contaminants suivants sont retenus pour l'exposition terrestre :

- le cadmium,
- le chrome,
- le cuivre,
- le plomb,
- le zinc,
- le fluoranthène,
- le benzène,
- le toluène,
- les xylènes,
- le trichloroéthylène,
- le tétrachloroéthylène,
- le tétrachlorure de carbone.

Pour l'avifaune, les contaminants suivants sont retenus pour l'exposition terrestre :

- le cadmium,
- le chrome,
- le cuivre,
- le nickel,
- le plomb,
- le zinc,
- le benzène,
- le toluène,

- les xylènes,
- le trichloroéthylène,
- le tétrachloroéthylène,
- et le tétrachlorure de carbone.

En ce qui concerne l'exposition aquatique, pour l'ensemble des groupes biologiques, les contaminants suivants sont à retenir :

- les cyanures,
- l'arsenic,
- le chrome,
- le cuivre,
- le zinc,
- le cobalt,
- le manganèse,
- le naphthalène,
- et le pyrène.

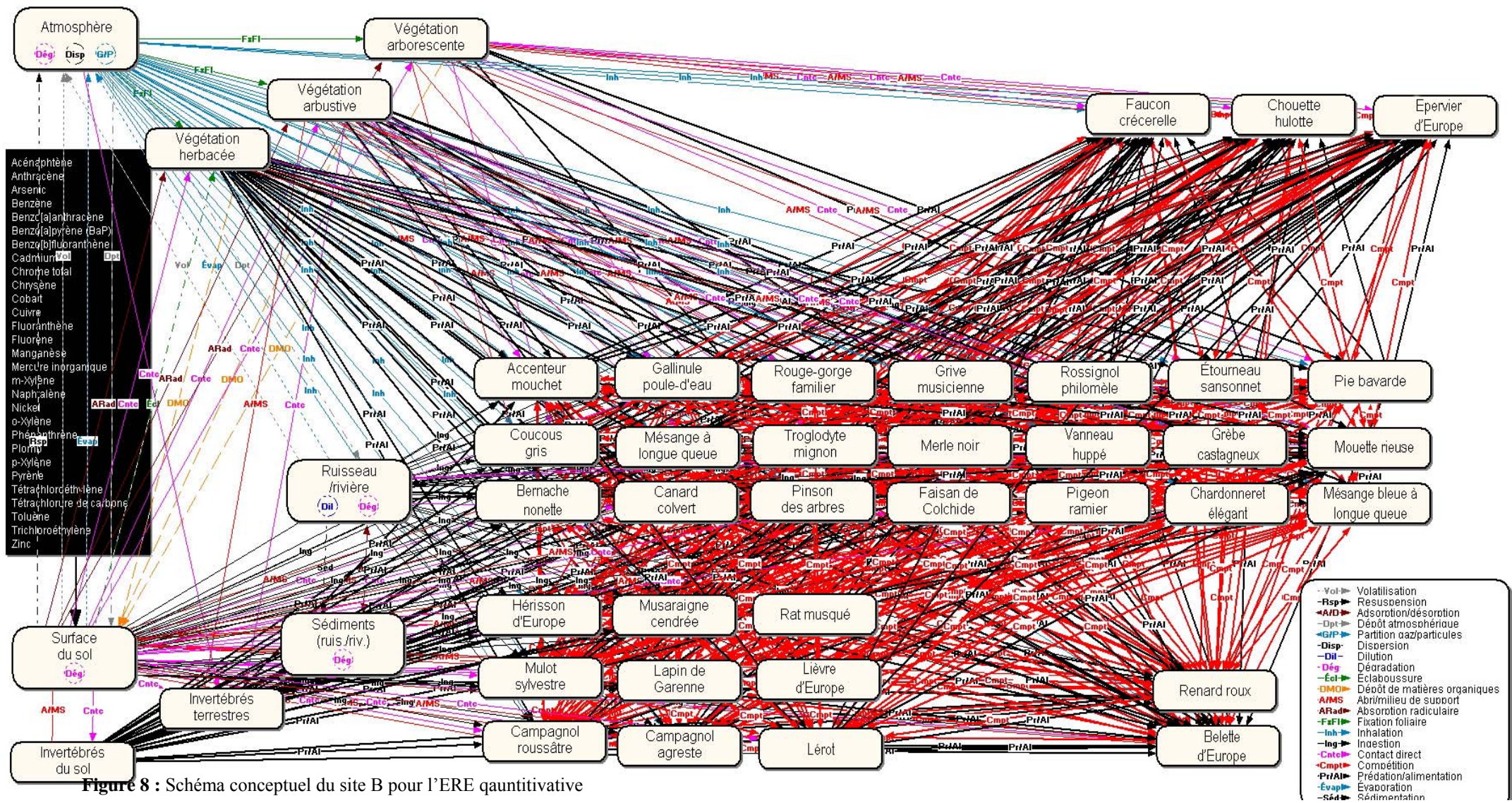
Ceux contenus dans les sédiments sont, quant-à-eux :

- le cuivre,
- le nickel,
- le plomb,
- le naphthalène,
- l'acénaphène,
- le fluorène,
- le phénanthrène,
- l'anthracène,
- le fluoranthène,
- le pyrène,
- le chloroforme,
- et le tétrachlorure de carbone.

#### *b. Analyse de l'écosystème étudié*

Les récepteurs retenus sont les entités biologiques et/ou écologiques présentes dans les limites spatiales de l'étude pouvant être exposées directement ou indirectement (chaîne alimentaire) aux contaminants et dont il est possible d'identifier les voies d'exposition. Dans cette étude, l'intérêt est porté sur les récepteurs visant la protection de la diversité biologique. De ce fait le niveau d'organisation d'intérêt est l'individu.

Les modèles conceptuels sont disponibles ci-après. Ces modèles présentent les relations trophiques entre les espèces, les niveaux d'organisation biologique ainsi que les voies d'exposition.



### V.2.1.3. Formulation des hypothèses

Les hypothèses de cette évaluation sont les suivantes :

#### Hypothèses concernant la flore terrestre et aquatique

1. La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
2. La contamination de l'eau en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
3. Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.
4. La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.

#### Hypothèses concernant la fonge

5. La contamination du sol en contact direct avec le mycélium peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
6. Ces effets peuvent entraîner une modification de l'habitat forestier, notamment s'ils entraînent une perturbation de la relation symbiotique entre les champignons mycorrhiziques et les arbres, (Guinberteau & Courtecuisse, 1997).
7. La contamination du sol peut entraîner une perturbation de l'activité de décomposition de la matière organique en matière minérale, une perturbation des ressources et de la chaîne alimentaire.
8. En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.

#### Hypothèses concernant les invertébrés du sol et des sédiments

9. La contamination du sol peut entraîner des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
10. La contamination des sédiments peut entraîner des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
11. La contamination de l'eau peut entraîner des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.

12. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique du sol. Cette perturbation est susceptible de modifier la ressource immédiate disponible pour la flore et d'entraîner des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème.
13. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique des sédiments.
14. L'accumulation des contaminants chez les invertébrés du sol et/ou des sédiments peut se transférer dans la chaîne alimentaire.

#### Hypothèses concernant les mammifères

15. Les mammifères peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, terriers, etc.), d'eau et par ingestion de nourriture contaminée (Beyer *et al.*, 1994). Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
16. La contamination du sol et de l'eau touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

#### Hypothèses concernant la faune aviaire

17. La faune aviaire peut être exposée à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
18. La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

#### Hypothèses concernant la faune aviaire liée aux milieux aquatiques

19. Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par inhalation et consommation d'eau. Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.

20. Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par contact direct avec l'eau. Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
21. La faune aviaire peut être exposée à la contamination par contact direct avec les sédiments contaminés. Elle est par conséquent susceptible de voir apparaître des effets néfastes sur son développement, sa survie et sa reproduction.
22. La consommation de ressources contaminées et/ou le contact avec les milieux contaminés peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

Afin de valider ces hypothèses, il sera nécessaire de déterminer les liens entre les espèces de manière plus détaillées ainsi que les teneurs en contaminants afin de pouvoir estimer les transferts de contaminants de manière plus précise. De plus, il faudra s'assurer de sélectionner des espèces représentatives du site d'étude, c'est-à-dire présentes mais aussi participant à l'écosystème.

Certaines hypothèses de risque ne sont pas prises en compte sont les suivantes. Cependant, elles le sont dans les incertitudes de l'évaluation.

23. La contamination du sol peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction.
24. La contamination de l'eau peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction.
25. La contamination des sédiments peut atteindre les mammifères par contact direct (déplacements) ou ingestion et entraîner des effets néfastes sur leur survie et leur reproduction. En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également cette voie d'exposition comme négligeable voire non applicable. De plus, aucune VTR n'est applicable pour les mammifères pour cette voie d'exposition.
26. La faune aviaire peut être contaminée par l'inhalation ou l'ingestion de particules de sol contaminées (nourriture contaminée par du sol, graines, etc.).
27. La faune aviaire peut être contaminée par l'inhalation d'eau contaminée. En effet, la méthodologie du CEAEQ estime également que cette voie est peu pertinente.

28. La contamination des sédiments peut atteindre l'avifaune par contact direct (déplacements) ou ingestion et entraîner des effets néfastes sur sa survie et sa reproduction.

### V.2.2. Outils descriptifs

Tout comme en PERE, cette phase a pour but de déterminer les outils descriptifs qui servent à vérifier les hypothèses de perturbation avancées dans le chapitre précédent. Les tableaux de l'ensemble « paramètres de mesure/outils de relation » sont disponibles ci-après.

**Tableau 57** : Paramètres d'évaluation et paramètres de mesure/outils de relation pour l'ERE quantitative

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>FLORE</b>				
1, 2 et 3	La contamination du sol/de l'eau/des sédiments en contact avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur <b>survie et leur reproduction.</b>	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction de la flore	Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Contamination des sédiments - Contamination de l'eau - Contamination des végétaux Tests d'écotoxicité	Taux de transfert modélisé pour les substances  - Taux de croissance des végétaux supérieur (norme ISO 11269-2)
			- Caractérisation du mode de reproduction des espèces - Caractérisation du mode de dissémination des diaspores (flore terrestre)	
4	Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des <b>habitats</b> disponibles ainsi qu'une perturbation des <b>ressources alimentaires</b> disponibles.	Modification des habitats  Perturbation de la ressource alimentaire primaire	- Diversité des strates - Test d'élongation racinaire  Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Indice de tolérance des espèces à la toxicité du sol (évaluation de la toxicité du sol)  - Modélisation dans la chaîne trophique - Analyse de la compétition pour la ressource
5	La contamination du sol peut se <b>bioaccumuler</b> dans les végétaux et se transférer dans la <b>chaîne alimentaire.</b>	Accumulation de la contamination chez les végétaux et transfert de la contamination dans la chaîne alimentaire	Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique - Analyse de la compétition pour la ressource

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>FONGE</b>				
6	La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur son développement, sa <b>survie et sa reproduction</b> .	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction de la fonge	Diversité (inventaire des espèces) Tests d'écotoxicité Caractérisation des types trophiques	Test du taux de germination des spores de <i>Glomus mossae</i> (norme 731-20511)
7	Ces effets sur sa survie et son rôle peuvent entraîner une modification des <b>habitats</b> disponibles en raison de la symbiose entre les champignons micorhiziques et les racines des arbres.	Modification des habitats	- Diversité (inventaire des espèces) - Abondance	Comparaison avec la diversité régionale
8	La contamination du sol peut entraîner une perturbation de son <b>rôle</b> de décomposeur de la matière organique et entraîner une perturbation des <b>ressources alimentaires</b> disponibles.	Toxicité pour la fonge et perturbation des ressources alimentaires	- Mesures in vivo du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance de la fonge	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource
9	En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y <b>accumuler</b> et se transférer dans la <b>chaîne alimentaire</b>	Accumulation de la contamination dans les champignons et transfert de la contamination à la chaîne alimentaire	- Mesures in vivo du Pb, Zn, Cd chez les espèces représentatives - Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique - Modélisation de la compétition pour la ressource

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>INVERTEBRES</b>				
10 11 12	La contamination du sol/sédiments/de l'eau peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur <b>survie et leur reproduction</b> .	Influence sur le développement Diminution de la survie ou de la reproduction des invertébrés du sol	Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Contamination des invertébrés Tests d'écotoxicité	Taux de transfert modélisé pour les autres substances Taux de mortalité sur vers de terre, <i>Eisenia foetida</i> (norme X31-205-1)
13	Les effets des contaminants sur les invertébrés peuvent donc entraîner une modification de ces <b>rôles</b> dans l'écosystème et entraîner des conséquences sur la <b>flore et les champignons</b> .	Modification des rôles des invertébrés due à la diminution de la survie ou de la reproduction et conséquence pour la flore et la fonge	- Diversité (inventaire des espèces) - Abondance	Modélisation dans la chaîne trophique



	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
14 15	La contamination du sol/des sédiments touchant les invertébrés peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination chez les invertébrés et transfert à la chaîne alimentaire	- Mesures <i>in vivo</i> chez les espèces représentatives - Diversité et abondance des invertébrés	Modélisation dans la chaîne trophique

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>MAMMIFERES</b>				
16	La contamination du sol peut atteindre les mammifères par <b>contact direct</b> (déplacements, terriers) et entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur <b>survie et leur reproduction.</b>	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction des petits mammifères	Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Contamination des mammifères - Caractérisation du lieu d'habitat	Modélisation dans la chaîne trophique
	La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la <b>chaîne alimentaire.</b>	Accumulation de la contamination chez les mammifères et transfert dans la chaîne alimentaire		Analyse de la compétition pour la ressource
	Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une <b>perturbation de l'équilibre de l'écosystème</b> (influence sur la régulation des espèces).	Perturbation de l'écosystème	- Mesures <i>in vivo</i> chez les espèces représentatives - Diversité et abondance de la flore vasculaire	Modélisation dans la chaîne trophique
17	La contamination du sol peut toucher les mammifères ingérant de petites quantités de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, etc.)	Exposition au sol contaminé par ingestion	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	Modélisation des voies d'exposition
	La contamination du sol peut toucher les mammifères qui inhalent des particules de sol (terriers, nourriture contaminée par du sol, pelage, etc.)	Exposition au sol contaminé par inhalation	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	Modélisation des voies d'exposition

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>FAUNE AVIAIRE</b>				
18	La contamination du sol peut atteindre l'avifaune par <b>contact direct</b> (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Contamination de l'avifaune	Modélisation de la chaîne trophique

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
	développement, leur <b>survie et leur reproduction</b> .		- Caractérisation du lieu d'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	
	La faune aviaire peut être contaminée par <b>l'inhalation ou l'ingestion</b> de particules de sol contaminées (nourriture contaminée par du sol, graines, etc.).	Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	- Modélisation des voies d'exposition
19	La consommation de <b>ressources contaminées</b> peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la <b>chaîne alimentaire</b> .	Accumulation de la contamination et transfert de la contamination	- Diversité et abondance des invertébrés	- Modélisation dans la chaîne trophique
	Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une <b>perturbation de l'équilibre de l'écosystème</b> (influence sur la régulation des espèces).	Perturbation de l'écosystème	- Diversité et abondance de la flore vasculaire	- Modélisation dans la chaîne trophique

	Hypothèses	Paramètres d'évaluation	Ensemble « paramètres de mesure/outils de relation »	
			Paramètres de mesure	Outils de relation
<b>Oiseaux d'eau</b>				
2021 22	La contamination de l'eau/des sédiments peut atteindre la faune aviaire par <b>contact direct</b> (déplacements) et entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur <b>survie et leur reproduction</b> .	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction	Diversité (inventaire des espèces) - Contamination de l'eau - Contamination de l'avifaune Caractérisation du lieu d'habitat Caractérisation du substrat d'alimentation	Modélisation de la chaîne trophique
	La faune aviaire peut être contaminée par <b>l'inhalation ou l'ingestion</b> de particules de sol contaminées (nourriture contaminée par du sol, graines, etc.).	Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation	Modélisation des voies d'exposition
23	La consommation de <b>ressources contaminées</b> peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la <b>chaîne alimentaire</b> .	Accumulation de la contamination et transfert de la contamination	Diversité et abondance des invertébrés	Modélisation dans la chaîne trophique
	Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une <b>perturbation de l'équilibre de l'écosystème</b> (influence sur la régulation des espèces).	Perturbation de l'écosystème	Diversité et abondance de la flore vasculaire	Modélisation dans la chaîne trophique

### **V.2.3. Méthodologie d'évaluation**

#### **V.2.3.1. Définition de la méthode d'estimation**

##### *a. Élaboration des scénarios spécifiques*

Les scénarios spécifiques sont présentés ci-après. Ils permettent de mettre en évidence :

- la source de stress,
- les paramètres d'évaluation,
- les processus de transport et de transformation,
- les voies de contamination et d'exposition,
- les liens trophiques et écologiques,
- les échelles spatiales et temporelles.

Tableau 58 : Scénarios spécifiques de la QERE su site B

Scénario	Pire cas vraisemblable	Paramètre d'évaluation	Espèces concernées	Voies de contamination et d'exposition	Liens trophiques et écologiques	Echelles spatiales et temporelles
<b>La toxicité de l'agent stressueur entraîne des effets sur l'entité écologique cible</b>	La toxicité entraîne effets létaux dès la macrofaune du sol. Le défaut de survie de la macrofaune provoque un dérèglement biologique du sol et impacte la flore de la station puis, en raison de liens trophiques, la faune.  L'écosystème peut en venir à disparaître si les effets perdurent.	Développement, survie et reproduction de l'entité écologique cible	Les espèces concernées par ce scénario sont toutes celles présentes sur le site et pouvant être en contact avec la contamination : <b>- la flore,</b> <b>- la fonge,</b> <b>- les invertébrés,</b> <b>- les espèces d'oiseaux,</b> <b>- les espèces de mammifères.</b>	Les espèces concernées peuvent entrer en contact avec la contamination par : - contact direct - l'alimentation - l'ingestion involontaire de milieux contaminés, - l'inhalation.	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge - flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas d'accumulation de la contamination dans les ressources alimentaires.	Les limites spatiales sont les limites de la station d'étude  Echelle temporelle sur plusieurs générations
<b>Les effets entraînés par la toxicité de l'agent stressueur provoquent une modification des rôles des entités écologiques touchées</b>	Les effets de la contamination sont une altération qualitative et quantitative des habitats disponibles pour les différentes espèces du site à tel point que ces dernières changent de secteur.	Modification des habitats	Les espèces touchées directement sont (par modification de leur rôle, modification de leur abondance, etc.): <b>- la macrofaune du sol,</b> <b>- la flore,</b> <b>- la fonge.</b>  Ainsi, les espèces touchées indirectement sont les espèces nichant dans cette flore et dans le sol (mammifères et avifaune)	Les espèces concernées directement sont exposées par contact direct avec les contaminants.  Les espèces concernées peuvent entrer en contact avec la contamination par : - contact direct - l'alimentation - l'ingestion involontaire, - l'inhalation.	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge - flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés	Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude. En effet, l'impact de cette modification des habitats peut toucher les stations voisines où une surpopulation d'espèces peut apparaître et entraîner un déséquilibre de l'écosystème  Echelle temporelle sur plusieurs générations
<b>L'altération de la macrofaune du sol et de la flore due à la présence de l'agent stressueur entraîne des impacts sur les</b>	Les effets de la contamination sont une altération qualitative et quantitative des ressources alimentaires disponibles pour les différentes espèces du site à tel point	Perturbation des ressources alimentaires	Les espèces touchées directement sont (par modification de leur rôle, modification de leur abondance, etc.): <b>- la macrofaune du sol,</b> <b>- la flore,</b>	Les espèces concernées directement sont exposées par contact direct avec les contaminants.  Les espèces concernées peuvent entrer en contact avec la	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge	Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude. En effet, l'impact de cette modification des habitats peut toucher les stations voisines où une surpopulation d'espèces peut

<b>ressources alimentaires disponibles pour les autres espèces.</b>	que ces dernières changent de secteur.		<b>- la fonge.</b>  Ainsi, les espèces touchées indirectement sont les espèces consommant cette végétation (mammifères et avifaune) ainsi que les espèces de « prédateurs »	contamination par : - contact direct - l'alimentation - l'ingestion involontaire, - l'inhalation.	- flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés	apparaître et entraîner un déséquilibre de l'écosystème  Echelle temporelle sur plusieurs générations
<b>La contamination peut s'accumuler au cours de la vie de l'entité écologique et se transmettre via la chaîne alimentaire à d'autres entités et ainsi de suite.</b>	La contamination peut s'accumuler à chaque maillon de la chaîne alimentaire et entraîner des effets létaux pour l'espèce régulatrice de l'écosystème.	Accumulation de la contamination chez les entités écologiques et transfert dans la chaîne alimentaire	L'ensemble des entités biologiques de la station est touchée : <b>- la flore,</b> <b>- la fonge,</b> <b>- les invertébrés,</b> <b>- l'avifaune,</b> <b>- la mammalofaune.</b>	Les espèces concernées sont - soit directement exposées par contact direct avec les contaminants, - soit en contact avec les contaminants par l'alimentation, - soit encore par l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire.	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge - flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés	Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude.  Echelle temporelle sur plusieurs générations
<b>L'altération du rôle des entités biologiques, de leur abondance, de leur habitat ainsi que les effets toxiques engendrés par les contaminants vont perturber l'équilibre de l'ensemble de l'écosystème.</b>	L'écosystème peut être totalement déséquilibré en raison des impacts de la contamination sur les espèces, leur survie, leur rôle, les habitats, les ressources alimentaires contaminées et des liens trophiques existants. Cet impact peut également se répercuter sur les stations avoisinantes (migration d'espèces et déséquilibre des autres écosystèmes).	Perturbation de l'équilibre de l'écosystème	Toutes les espèces peuvent être concernées. Cependant, les espèces régulatrices de fin de chaîne (prédateurs) sont celles qui auront le plus d'impact sur la régulation des populations. Les espèces concernées sont : - les invertébrés, - la mammalofaune, - l'avifaune	Les espèces concernées sont - soit directement exposées par contact direct avec les contaminants, - soit en contact avec les contaminants par l'alimentation (ingestion de ressources alimentaires contaminées), - soit encore par l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire de particules de sol contaminé.	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - sol/macrofaune - sol/flore - sol/fonge - flore/faune - macrofaune/faune - faune/faune (prédation)  En effet, tous les maillons de la chaîne alimentaire peuvent être touchés en cas d'accumulation de la contamination dans les ressources alimentaires.	Les échelles spatiales ne se limitent plus à la seule station à l'étude. Le déséquilibre peut se propager aux stations avoisinantes (migration des espèces prédatrices).  Echelle temporelle sur plusieurs générations
<b>La consommation de sol et/ou son inhalation peut représenter une</b>	Cette exposition peut entraîner les différents scénarios précédents.	Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation	Les espèces concernées directement sont : - la mammalofaune, - l'avifaune	Les espèces concernées sont - soit en contact avec les contaminants par l'alimentation (ingestion de ressources	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants :	Les limites spatiales sont les limites de la station d'étude  Echelle temporelle sur

<b>forte source d'exposition</b>				alimentaires contaminées), - soit encore par l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire.	- faune/faune (prédation)	plusieurs générations
<b>La consommation de l'eau et/ou son inhalation peut représenter une forte source d'exposition</b>	Cette exposition peut entraîner les différents scénarios précédents.	Exposition à l'eau contaminée par ingestion ou inhalation	Les espèces concernées directement sont : - la mammalofaune, - l'avifaune	Les espèces concernées sont - soit en contact avec les contaminants par l'alimentation (ingestion de ressources alimentaires contaminées), - soit encore l'ingestion et/ou l'inhalation involontaire	Les liens trophiques pouvant être affectés par cette contamination sont les suivants : - faune/faune (prédation)	Les limites spatiales sont les limites de la station d'étude  Echelle temporelle sur plusieurs générations

### *b. Description de la méthode*

Tout comme dans l'ERE préliminaire, l'indice de risque pour les végétaux et les invertébrés est calculé grâce à la valeur d'exposition et la valeur de référence.

Pour les mammifères et l'avifaune, l'indice de risque sera basé sur la dose journalière d'exposition (DJE) et la valeur de référence. Les valeurs de référence utilisées ici sont les Toxicology Reference Values (TRV ou VTR) pour les mammifères et l'avifaune. La DJE prend en compte l'exposition des entités par ingestion de substances contaminée. Elle s'exprime communément en mg de substance par kg de masse corporelle par jour. Dans les calculs, la DJE utilisées sera la DJE pondérée avec l'aire de répartition.  $DJE\ orale = A/HR$  (A est l'aire de la station et HR l'aire de répartition de l'espèce concernée).

Le site d'étude présente plusieurs cours d'eau, une DJE par ingestion d'eau sera donc calculée. Une DJE par inhalation peut également être réalisée ; cependant, il n'existe pas de valeur de référence spécifique à cette voie et aucun IR ne pourra donc en être issu.

Des méthodes expérimentales ont été utilisées afin de déterminer les espèces concernées (inventaires écologiques) ainsi que les niveaux de contamination présents dans les sols et les végétaux. Une modélisation a été réalisée grâce au logiciel TERRASYS® afin de déterminer les concentrations en contaminants chez les invertébrés, les mammifères et les fruits.

De nombreux choix ont dû être faits pour mener à bien cette modélisation. Les principaux concernent la modélisation des espèces et de leur diète. D'autres paramètres ont également été entrés suite à des recherches bibliographiques. L'ensemble des choix effectués est présenté dans le tableau 59.

**Tableau 59 :** Espèces utilisées en substitution lors de la modélisation

Espèce	Espèce pour la modélisation	Ajustement grâce aux fiches CEAEQ	Rapprochement avec une espèce « proche »
Belette d'Europe	Hermine	X	X
Lièvre d'Europe	Lièvre d'Amérique	X	
Lérot	/		X
Bernache nonette	Bernache du Canada	X	
Chardonneret élégant	/		X
Épervier d'Europe	Epervier brun	X	
Grèbe castagneux	Galinule poule d'eau		X
Mésange bleue	Mésange à longue queue		X
Mouette rieuse	Goéland argenté		X

**Tableau 60 : Choix réalisés pour la modélisation**

Elément concerné	Données concernées	Choix spécifiques réalisés	Sources décisionnelles
<i>Atmosphère</i>	Localisation géographique Paramètres divers (température, vitesse des vents, etc.) Stabilité atmosphérique Fréquence des vents Données météorologiques horaires	Facultatif, pas de données entrées	Météo France ?
<i>Sol</i>	Granulométrie Surface du terrain Occupation du sol Type de milieu		Visite de terrain Analyse physico-chimique Cadastrés pour la superficie
<i>Ruisseau/cours d'eau</i>	Débit moyen Matières en suspension Caractéristique du bassin versant	0,8m <sup>3</sup> /s Données par défaut	Mésocomes INERIS TERRASYS Terrain – recherches bibliographiques pour le coefficient de ruissellement
<i>Sédiments</i>	Taux d'accumulation Contenu en carbone organique Contenu en solides	Modélisation Propriétés par défaut	TERRASYS
<i>Invertébrés du sol</i>	Contenu en eau	Valeurs par défaut	TERRASYS
<i>Invertébrés terrestres</i>	Contenu en eau Proportion des invertébrés selon le milieu de support principal au stade larvaire	Valeurs par défaut	TERRASYS
<i>Flore herbacée</i>	Propriétés		Terrain
<i>Flore arbustive</i>	Propriétés		Terrain
<i>Flore arborée</i>	Propriétés		Terrain
<i>Faune en général</i>	Paramètres divers (poids, taux d'ingestion, etc.) Répartition des aliments constituant la diète Présence sur le site, abris	Valeurs par défaut et affinement	Fiches CEAEQ, recherches bibliographiques  Terrain, recherches bibliographiques
<i>Espèces spécifiques</i>	Détermination d'un représentant de l'espèce	Remplacement pour la modélisation de l'espèce par un représentant équivalent (cf. tableau suivant)	Recherches bibliographiques
<i>Relations</i>	Relations trophiques Abri/milieu de support Contact direct/ingestion		Données bibliographiques, données du CEAEQ

Toutes les espèces disposant d'une fiche CEAEQ ont été ajustées (poids, distinction mâle et femelle) afin de réaliser le calcul de risque. Le Héron et le Martin pêcheur n'ont pas été retenus pour les calculs de risques en raison d'un problème technique. En effet, un arrêt de la modélisation apparaît lors de leur intégration au modèle conceptuel.

Pour les différents calculs de risque, ce sont les concentrations moyennes dans les sols qui ont été retenues pour la QERE. En effet, dans la PERE, les concentrations maximales étaient retenues pour respecter le principe de précaution et ne pas éliminer précocement une hypothèse de risque, mais pour plus de précisions dans cette seconde évaluation, la moyenne a été choisie.



*c. Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)*

De nombreuses incertitudes sont à relever dans l'élaboration de ces indices de risque, dont celles :

- liées à la modélisation en elle-même
- liées à la diète (fraction parfois déterminée sur des données bibliographiques)
- liées à la modélisation des diverses concentrations à partir des concentrations moyennes du sol
- liées au remplacement de certaines espèces

D'autres incertitudes sont également regroupées dans le tableau 61.

**Tableau 61 : Erreurs potentielles**

ERREURS	IMPACTS
<b>SCHEMA CONCEPTUEL</b>	
espèces non prises en compte dans l'étude	écosystème incomplet, non représentatif des effets
relations inter-espèces simplifiées, compétitivité simplifiée pour les ressources	
relations dans la chaîne alimentaire simplifiées	
<b>CALCUL DE L'EXPOSITION</b>	
voies d'exposition (exhaustivité, voies représentatives)	Manque de voies d'exposition : exposition minorée
niveau d'exposition	
durées d'exposition (extrapolation, calcul, statistiques)	
<b>VTR/PNEC/ECO-SSL</b>	
valeur disponible	Extrapolation inter-espèces, non spécifique de l'espèce étudiée, comparaison des risques calculés avec des niveaux d'information différents
niveau d'information	
spécificité de l'espèce	
<b>DONNEES</b>	
Données de terrain	Inventaires incomplets, non représentatifs, statistiques
tests écotoxicologiques, mesures	Fiabilité des résultats, extrapolation, statistiques
données bibliographiques	Non spécifiques aux espèces étudiées, extrapolation
<b>ERREURS STATISTIQUES</b>	
échantillon non représentatif	Résultat non fiable, non représentatif
intervalle de confiance	

Le PSAI permet, tout comme pour la PERE, d'apprécier le niveau de confiance lié aux renseignements scientifiques en identifiant, minimisant et en décrivant l'incertitude.

Paramètres d'évaluation	Paramètres de mesure	Eléments incertains	Analyse et classification de l'incertitude	Moyens de réduction possibles	Evaluation quantitative des incertitudes
En général	Tests écotoxicologiques sur les entités écologiques	Toutes les espèces n'ont pas été testées et il existe une extrapolation des effets sur des espèces proches.	Ignorance Stochasticité	Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation.  Multiplier le nombre de tests sous réserve de coût financier et de temps acceptables.	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés
Habitat	Abondance des entités écologiques, inventaires	Toutes les espèces n'ont peut être pas été relevées. Certaines espèces relevées ne peuvent être que « de passage ».	Stochasticité Ignorance	Renouveler les inventaires à diverses périodes et avec différents moyens de piégeage	Calcul de l'abondance des espèces Planning des inventaires
Développement, survie et reproduction de l'entité écologique cible	- contamination du sol  - transfert entre le sol/flore,  - transfert flore/faune et facteur d'exposition  - Tests écotoxicologiques : toxicité chronique, reprotoxicité DL50, CL50	Incertitudes liées aux essais, tests, éléments de mesure  Toutes les espèces non mesurées  Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation  Toutes les espèces n'ont pas été testées Extrapolation des effets sur des espèces proches  Incertitudes liées aux	Erreur  Stochasticité Ignorance  Erreur  Stochasticité Ignorance	Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire.  Augmenter le nombre de mesures  Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence.  Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation. Multiplier le nombre de	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés      Modélisation réalisée par le logiciel TERRASYS®

		essais, tests, éléments de mesure Incertitudes liées aux statistiques	Erreur	tests sous réserve de coût financier et de temps acceptables.  Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire. Echantillonnage, test de représentativité, intervalle de confiance.	
Perturbation des ressources alimentaires	- abondance  - niveau de contamination	Présence de l'espèce mais pas en abondance.  Incertitudes liées aux essais, tests, éléments de mesure	Stochasticité Ignorance  Erreur	Renouveler les inventaires à diverses périodes et avec différents moyens de piégeage  Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés
Accumulation de la contamination chez les entités écologiques et transfert dans la chaîne alimentaire	- contamination du sol, de la macrofaune, de la flore, de la faune  - transferts de la contamination sol/macrofaune, macrofaune/flore, sol/flore, sol/faune, flore/faune, faune/faune et facteurs d'exposition	Incertitudes liés aux essais, tests, éléments de mesure  Impossibilité de décrire l'ensemble des effets  Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation	Erreur Ignorance  Erreur	Métrologie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire.  Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence	Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés

<p>Perturbation du rôle écologique des entités biologiques touchées</p>	<p>Tests écotoxicologiques : toxicité chronique, reprotoxicité DL50, CL50</p>	<p>Toutes les espèces n'ont pas été testées Extrapolation des effets sur des espèces proches</p> <p>Incertitudes liées aux essais, tests, éléments de mesure Incertitudes liées aux statistiques</p> <p>Bibliographie manquante sur le rôle et les interactions des espèces</p>	<p>Stochasticité Ignorance</p> <p>Erreur</p>	<p>Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation. Multiplier le nombre de tests sous réserve de coût financier et de temps acceptables.</p> <p>Métrie, vérification des protocoles, qualité du laboratoire. Echantillonnage, test de représentativité, intervalle de confiance.</p>	<p>Tests réalisés dans un laboratoire certifié, témoins réalisés</p>
<p>Perturbation de l'équilibre de l'écosystème</p>	<p>Abondance des entités écologiques, inventaires</p> <p>- relations inter-espèces</p>	<p>Toutes les espèces n'ont pas été relevées. Certaines espèces relevées n'étaient que « de passage ».</p> <p>Modélisation (incomplète, simplifiée, etc), quantification, extrapolation</p>	<p>Stochasticité Ignorance</p> <p>Erreur</p>	<p>Renouveler les inventaires à diverses périodes et avec différents moyens de piégeage</p> <p>Evaluer la similarité des espèces, améliorer au mieux l'extrapolation, ouvrages de référence</p>	<p>Planning des inventaires Calcul d'indicateurs écologiques</p>

*d. Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)*

Ce plan a pour objectif de faire le lien entre les besoins de gestion et les activités de génération, de manipulation, de traitement et d'intégration des données lors de l'évaluation. Ce plan doit permettre de juger de la précision, de la justesse et de la représentativité des données.

<b>Domaine(s)</b>	<b>Eléments ciblés</b>	
Echantillonnage	Plan spécifique	Multiplés prélèvements sur les stations étudiées
	Equipements	Tarière et équipements de protection individuels
	Echantillons	Sur trois profondeurs différentes
	Contraintes	/
	Personnel	Technicien et ingénieur
Ouvrages de référence	Identification des sources documentaires	Oui
	Obtention de la source originale de la donnée	Oui
	Elaboration des critères d'acceptabilité des données	Oui
	Récupération de renseignements pertinents	Oui
	Respect des éléments présentés dans ce tableau (échantillonnage, analyses, études de terrain, modélisation)	Oui
Analyse chimique Analyse toxicologique Etude de laboratoire	Procédure d'identification, de réception et d'entreposage des échantillons	Laboratoire certifié par le COFRAC, possession d'agrèments pour l'eau, les sédiments et l'air
	Sources d'approvisionnement et procédures de culture ou d'élevage des organismes	Non applicable ici, étude de la contamination du sol
	Protocoles analytiques	Bilan analytique des métaux, HAP, BTEX, PCB et dosage de la matière sèche, pH
	Méthode de calcul et statistiques	Calcul de la moyenne des écarts-types pour chaque substance et chaque station
	Procédures de contrôle de la qualité	Laboratoire certifié par le COFRAC, possession d'agrèments pour l'eau, les sédiments et l'air
Etude de terrain	Description des conditions de l'étude	Site situé dans le Nord-Pas-de Calais, zone de contamination d'une ancienne usine textile
	Modalités d'étude de terrain : localisation, date, personnel, activités, équipements, etc.	2007-2008 2 personnes
	Méthodes utilisées	Prélèvements de sols : granulométrie, texture, paramètres agronomiques  Inventaires faunistique et floristique : schéma, contacts, photographies, relevés de passages, piégeage (filet à papillon, piège à rats, nasse à rats, belette, cage à fauve) et récoltes (végétaux, invertébrés et insectes)
	Méthode de calcul et de statistique	Calcul de la moyenne des écarts-types pour chaque substance et chaque station Calcul de l'abondance
	Validation de l'étude	Campagnes de terrain effectuées à plusieurs saisons, plan d'échantillonnage, appel à un phytosociologue et autres
	Procédure de contrôle de la qualité	Validation du plan d'échantillonnage,

Modélisation informatique	Modalités de réalisation des activités de modélisation	Réalisation en interne suite à une formation au logiciel de modélisation
	Description des modèles	Logiciel TERRASYS®
	Documentation nécessaire à jour	Achat de l'actualisation de TERRASYS® et de l'ajout de l'écosystème européen
	Adéquation des hypothèses de base et du domaine d'application du modèle avec l'application prévue	Equipe d'évaluateurs (4 personnes)
	Validation des modèles (performance, répliquabilité)	Par le comité de suivi
Caractérisation du risque	Personnel associé à la réalisation des différentes activités de caractérisation	Oui
	Description des méthodes d'analyse et d'intégration de l'incertitude	Cf. ce rapport
	Recours à l'approche du poids des évidences	Pas dans le cadre de cette étude
	Procédure d'évaluation de l'adéquation entre les résultats de l'évaluation écotoxicologique et les niveaux de précision définis lors de la planification	Cf. conclusion de l'ÉRÉ

## V.2.4. Activités d'évaluation

### V.2.4.1. Génération des profils d'exposition et de réponse

Les profils d'exposition pour les entités présentes sur le site sont les suivants :

**Tableau 62 : Profil d'exposition pour le site B**

Espèce	Régime alimentaire	Durée d'exposition	Intensité de l'exposition	Voie(s) d'exposition	Variation(s) de l'exposition
<b>FLORE (terrestre et aquatique)</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact racinaire Dépôts foliaires	Saisonnaire (défoliation)
<b>FONGE</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact mycélium Dépôts foliaires	Saisonnaire
<b>INVERTEBRES terrestres et benthiques</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact direct	
<b>AMPHIBIENS</b>	/	Toute l'année	Forte	Contact direct	
<b>MAMMALOFAUNE</b>	Herbivores	Toute l'année	De faible (non nicheurs herbivores) à forte (nicheurs dans le sol, omnivores)	Contact direct Ingestion de sol/d'eau Ingestion de ressources contaminées Inhalation de particules de sol/d'eau	Contamination de la ressource Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, gestation) Mode de vie (hibernation)
	Omnivores				
	Prédateurs				
<b>AVIFAUNE</b>	Non nicheurs herbivores	Printemps – été	Modérée	Contact direct Ingestion de sol/d'eau Ingestion de ressources contaminées	Espèce migratrice Contamination de la ressource Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)
	Non nicheurs omnivores	Printemps – été			
	Non nicheurs prédateurs	Printemps – été			
	Nicheurs herbivores	Toute l'année	Forte	Contact direct Ingestion de sol/d'eau Ingestion de ressources contaminées	Contamination de la ressource Disponibilité de la ressource Quantité consommée de la ressource Quantité consommée pour un mâle, une femelle (journalière, couvée)
	Nicheurs omnivores	Toute l'année	Forte		
	Nicheurs prédateurs	Toute l'année	Forte		

### V.2.4.2. Caractérisation du risque

#### a. Estimation et interprétation du risque pour les végétaux et les invertébrés

Le tableau 63 regroupe les VTR choisies pour le calcul des indices de risque.

**Tableau 63** : Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque de la flore et des invertébrés

		Type de valeurs	Substance	Valeur
<b>FLORE TERRESTRE</b>	<b>ETM</b>	ECO-SSL (mg/kg)	Plomb	120
		ECO-SSL (mg/kg)	Zinc	160
		ECO-SSL (mg/kg)	Cadmium	32
		ECO-SSL (mg/kg)	Nickel	38
		ECO-SSL (mg/kg)	Arsenic	18
		PNEC <sub>sol</sub> (mercure inorganique)	Mercure	0,027
		ECO-SSL (mg/kg)	Cuivre	70
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	B(k)F	717,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Fluoranthène	0,08
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Bap	0,32
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Acenaphtène	3,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ant	0,03
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Naph	0,30
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Phenanthrène	0,75
	<b>BTEX</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Pyr	0,1
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Benzène	0,226
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Toluène	0,339
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ethylbenzène	0,108
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	M-Xylènes	0,154
PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)		Tétra	0,011	
PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)		Trichlo	0,275	
<b>FLORE AQUATIQUE</b>	<b>ETM</b>	PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Arsenic	4,4
		PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Chrome	4,7
		PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	Zinc	7,8
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	naphtalène	12
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	trichlo	115
<b>INVERTEBRES TERRESTRES</b>	<b>ETM</b>	ECO-SSL (mg/kg)	Plomb	1,7
		ECO-SSL (mg/kg)	Zinc	120
		ECO-SSL (mg/kg)	Cadmium	140
		ECO-SSL (mg/kg)	Nickel	280
		ECO-SSL (mg/kg)	Cuivre	80
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	B(k)F	717,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Fluoranthène	0,08
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Bap	0,32
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Acenaphtène	3,5
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ant	0,03
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Naph	0,30
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Phenanthrène	0,75
	<b>BTEX</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Pyr	0,1
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Benzène	0,226
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Toluène	0,339
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Ethylbenzène	0,108
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	M-Xylènes	0,154
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Tétra	0,011
		PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	Trichlo	0,275
<b>INVERTEBRES AQUATIQUES</b>	<b>ETM</b>	PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Arsenic	4,4
		PNEC <sub>eau douce</sub> (ug/L)	Chrome	4,7
		PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	Zinc	7,8 ou 8,6
	<b>HAP</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	naphtalène	12
	<b>Haloformes</b>	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	trichlo	115



Les tableaux 64 et 65 présentent les indices de risque pour la flore et les invertébrés. Pour les indices concernant la flore et les invertébrés, ils prennent en compte les groupes biologiques mais pas les espèces détaillées car les valeurs de référence disponibles ne sont valables que pour les groupes biologiques.

**Tableau 64 :** Indices de risque pour la flore terrestre

Paramètres	Indice de risque
Arsenic	2,11
Cuivre	1,86
Manganèse	1,91
Mercure	259,26
Nickel	4,47
Plomb	18,33
Zinc	10,00
Acénaphène	2,34
Anthracène	633,33
Naphtalène	206,66
Phénanthrène	125,33
Pyrène	920,00
Benzène	1,33
Toluène	2,65
Ethylbenzène	1,85
Méta et para xylènes	16,23
Ortho xylènes	8,29
Trichloroéthylène	80,00
Tétrachloroéthylène	70,8
Tétrachlorure de carbone	117,65

**Tableau 65 :** Indices de risque pour les invertébrés du sol

Paramètres	Indice de risque
Cuivre	1,62
Plomb	1294,12
Zinc	13,33
Mercure	259,26
Benzo(b)fluoranthène	2,76
Benzo(a)anthracène	2,45
Fluoranthène	4,83
Benzo(a)pyrène	1,65
Chrysène	2,41
Naphtalène	2,14
Phénanthrène	3,24
Pyrène	3,17
Benzène	1,32
Toluène	2,65
Méta et para xylènes	16,23
Ortho xylènes	8,30
Trichloroéthylène	80,00
Tétrachloroéthylène	70,80
Tétrachlorure de carbone	117,65

Les contaminants engendrant un risque pour la flore terrestre sont les suivants : l'arsenic, le cuivre, manganèse, mercure, nickel, plomb, zinc, acénaphène, anthracène, naphthalène, phénanthrène, pyrène, benzène, toluène, les xylènes, le trichloréthylène, tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Ces indices de risque s'échelonnent de 1,3 pour le benzène à 920 pour le pyrène.

Chez les invertébrés du sol, les éléments présentant un indice de risque supérieur à 1 sont présentés dans le tableau 65. Certains éléments sont également retrouvés comme entraînant un risque chez la flore terrestre ; ce sont le cuivre, le plomb, le zinc, le mercure, le benzène, le toluène, les xylènes, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et enfin le tétrachlorure de carbone. Les indices de risque sont compris ici entre 1,32 pour le benzène et 1294 pour le plomb.

**Tableau 66 :** Indices de risque pour la flore et les invertébrés aquatiques, les mammifères et l'avifaune (exposition aquatique)

Substances	Indice de risque
Cyanures totaux	87,72
Arsenic	1181,82
Chrome	4,12
Cuivre	6250,00
Zinc	4651,163
Cobalt	100,00
Manganèse	22,00
Naphtalène	1,167
Pyrène	5,00

Les PNEC utilisées sont des PNEC par milieu (PNEC eau) ; c'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous les groupes biologiques vivant dans le milieu concerné. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : les cyanures, l'arsenic, le chrome, cuivre, zinc, cobalt, manganèse, naphthalène et le pyrène. Ils s'échelonnent de 1,17 pour le naphthalène à 4651 pour le zinc.

Tout comme pour l'eau, les PNEC utilisées ici sont communes à la flore, aux invertébrés, aux mammifères et à l'avifaune. C'est pourquoi les indices de risque sont les mêmes pour tous ces groupes biologiques. Les indices de risque sont supérieurs à 1 pour les substances suivantes : le cadmium, le cuivre, nickel, plomb, naphthalène, l'acénaphène, le fluorène, phénanthrène, fluoranthène, pyrène, chloroforme et le tétrachlorure de carbone. Ils s'échelonnent de 1,41 pour le chloroforme à 1869,57 pour le phénanthrène. Les contaminants de l'eau qui se trouvent également dans les sédiments sont le cuivre et le pyrène.

**Tableau 67 :** Indices de risque pour la flore et les invertébrés aquatiques, les mammifères et l'avifaune (exposition via les sédiments)

Substances	Indice de risque
Cadmium	2,04
Cuivre	465,00
Nickel	44,50
Plomb	23,67
Naphtalène	5,58
Acénaphène	22,72
Fluorène	12,80
Phénanthrène	1521,74
Anthracène	14,79
Fluoranthène	1869,56
Pyrène	31,67
Chloroforme	1,42
Tétrachlorure de carbone	3,51

Les contaminants se retrouvant dans l'ensemble des entités du site sont : le cuivre, le plomb, le zinc, le benzène, le toluène, le trichloréthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. D'après les indices de risque, la flore est plus sensible que les invertébrés malgré le contact permanent qu'ont ces derniers avec le sol. Pour les IR calculés dans l'eau, aucune comparaison n'est possible car ils sont identiques pour l'ensemble des entités. Il en va de même pour les indices de risque liés au sol, à l'exception des métaux.

*b. Estimation et interprétation du risque pour les mammifères et les oiseaux*

Pour les mammifères et l'avifaune, les valeurs de référence sont identiques pour les contaminants suivants : le benzène, fluoèrne, les xylènes, tétrachloéthylène, toluène et trichloroéthylène. Pour les HAP, seule une valeur de référence globale est disponible.

Pour les maillons supérieurs de l'écosystème, une distinction entre la DJE pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé et la DJE pour l'ingestion d'eau sera faite et deux indices de risque distincts seront calculés. Le calcul d'une DJE par inhalation est possible ; cependant, il n'existe pas de valeur de référence permettant de calculer un IR.

Pour les mammifères, une distinction mâle/femme a pu être faite grâce aux fiches d'espèces conçues par le CEAEQ. Les espèces disposant de telles fiches sont le Campagnol agreste, le Campagnol roussâtre, le Renard roux, la Belette, le Rat musqué et la Musaraigne cendrée. Pour l'avifaune, des fiches existent pour l'Etourneau, le Merle, le Pigeon, le Canard colvert, la Mouette, la Bernache, l'Epervier et enfin la Mésange.

Le tableau 68 regroupe les VTR choisies pour le calcul des indices de risque.

**Tableau 68** : Valeurs de référence utilisées pour le calcul de risque des oiseaux et des mammifères

Type de valeur	Type de valeur	Mammifères ingestion (sol et aliment)	Avifaune ingestion (sol et aliment)	Type de valeur	Mammifères ingestion d'eau	Avifaune ingestion d'eau
Acénaphtène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	3,7	3,7
Anthracène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,063	0,063
Arsenic	TRV (g dw/kg bw/d)	1,04	2,24	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	4,4	4,4
Benzène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,226	0,226	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	80	80
Benzo(a)anthracène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	/	/
Benzo(a)pyrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,05	0,05
Benzo(a) fluoranthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	2,7.10 <sup>-8</sup>	2,7.10 <sup>-8</sup>
Cadmium	TRV (g dw/kg bw/d)	0,77	1,47	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,21	0,21
Chrome total	TRV (g dw/kg bw/d)	2,40	2,66	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	4,7	4,7
Chrysène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	/	/
Cobalt	TRV (g dw/kg bw/d)	7,33	7,61	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,5	0,5
Cuivre	TRV (g dw/kg bw/d)	5,6	4,05	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	1,6	1,6
Fluoranthène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,00012	0,00012
Fluorène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,077	0,077	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,00025	0,00025
Manganèse	TRV (g dw/kg bw/d)	51,5	179	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	15	15
Mercuré	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	4,7.10 <sup>-8</sup>	4,7.10 <sup>-8</sup>
m-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,482	0,482	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	47	47
Naphthalène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	12	12
Nickel	TRV (g dw/kg bw/d)	1,70	6,71	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,5	0,5
o-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,0482	0,0482	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	10	10
Phénanthrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,00134	0,00134
Plomb	TRV (g dw/kg bw/d)	4,7	1,63	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	5	5
p-xylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,168	0,168	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	26	26
Pyrène	TRV (g dw/kg bw/d)	65,6	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	2,5.10 <sup>-8</sup>	2,5.10 <sup>-8</sup>
Tétrachloroéthylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,113	0,113	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	51	51
Tétrachlorure de carbone	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	/	/	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	/	/
Toluène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,34	0,34	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	0,074	0,074
Trichloroéthylène	PNEC <sub>sol</sub> (mg/kg)	0,275	0,275	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	115	115
zinc	TRV (g dw/kg bw/d)	75,4	66,1	PNEC <sub>eau</sub> (ug/L)	7,8	7,8

Sur le site B, les espèces n'encourant pas de risques chez les mammifères sont les suivantes : Léroty, Mulot sylvestre, Hérisson d'Europe, Campagnol roussâtre mâle et femelle, le Rat musqué mâle ou femelle ainsi que les prédateurs qui sont le Renard roux et la Belette.

Le Campagnol agreste encourt un risque pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb, le trichloroéthylène et le zinc. Le p-xylène provoque un IR supérieur à 1 pour la femelle. Les IR vont de 5,22 (trichloroéthylène) à 29637,27 (plomb) pour le mâle et de 1,14 (p-xylène) à 36687,48 (plomb). La femelle présente une sensibilité accrue à ces contaminants et présente des IR supérieurs à ceux du mâle. Ce constat peut être expliqué par la différence de poids entre mâle et femelle. Pour cette espèce, le contaminant engendrant le plus fort indice de risque est le plomb.

**Tableau 69** : Risques mis en évidence pour les mammifères du site B pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Campagnol agreste mâle	Arsenic	2409,95	Campagnol agreste femelle	Arsenic	2983,24
	Cadmium	281,17		Cadmium	348,01
	Chrome total	8766,68		Chrome total	10852,37
	Cuivre	424,02		Cuivre	524,80
	Fluorène	8,18		Fluorène	9,68
	Nickel	50427,74		Nickel	62426,15
	Plomb	29637,28		Plomb	36687,48
	Trichloroéthylène	5,22		p-xylène	1,14
	zinc	18098,55		Trichloroéthylène	6,18
			zinc	22404,83	
Lapin de garenne	Arsenic	3,45	Lièvre d'Europe	Arsenic	4,18
	Chrome total	4,19		Cadmium	2,06
	Cuivre	1,67		Chrome total	8,04
	Fluorène	6,69		Cuivre	3,35
	Nickel	5,54		Fluorène	14,26
	Plomb	25,08		Nickel	10,73
	Trichloroéthylène	4,24		Plomb	53,04
	zinc	1,20		p-xylène	1,68
				Trichloroéthylène	9,06
		zinc	2,40		
Musaraigne cendrée mâle	Arsenic	6,63	Musaraigne cendrée femelle	Arsenic	6,73
	Cadmium	46,63		Cadmium	47,38
	Chrome total	1,49		Chrome total	1,51
	Cuivre	13,63		Cuivre	13,83
	Plomb	27,47		Nickel	1,97
	zinc	31,54		Plomb	27,87
			zinc	32,01	

Les IR pour le Lapin de garenne vont de 1,20 (zinc) à 25,08 (plomb). Ils concernent l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb, le trichloroéthylène ainsi que le zinc tout comme pour le lièvre pour lequel il faut ajouter le cadmium et le p-xylène. Pour le Lièvre, les indices se situent de 1,63 (p-xylène) à 53,04 (plomb).

Chez la Musaraigne cendrée, les différents contaminants engendrant un risque sont : l'arsenic, le cadmium, le chrome total, le cuivre, le plomb et le zinc. La femelle encoure également un risque pour le nickel. Les indices de risques s'échelonnent de 1,49 (chrome total) à 46,63 (cadmium) pour la Musaraigne mâle et de 1,51 (chrome) à 47,32 (cadmium) pour la femelle. Cette fois encore, la sensibilité de la femelle est mise en évidence.

Chez l'ensemble des mammifères, les deux contaminants les plus préoccupants par ingestion sont le plomb et le cadmium.

**Tableau 70** : Risques mis en évidence pour l'avifaune du site B pour l'ingestion d'aliments et de sol contaminé

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Bernache nonette mâle	Arsenic	1,46	Bernache nonette	Arsenic	1,75

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
	Chrome total	5,46	femelle	Cadmium	1,03
	Cuivre	3,48		Chrome total	6,54
	Fluorène	10,73		Cuivre	4,18
	Nickel	2,04		Fluorène	12,87
	Plomb	115,20		Nickel	2,45
	p-xylène	1,27		Plomb	138,17
	Trichloroéthylène	6,82		p-xylène	1,52
	zinc	2,12		Trichloroéthylène	8,17
Canard colvert mâle			Canard Colvert femelle	zinc	2,55
	Arsenic	3,17		Arsenic	3,65
	Cadmium	8,22		Cadmium	9,66
	Chrome total	9,03		Chrome total	10,31
	Cuivre	10,68		Cuivre	12,40
	Fluorène	17,10		Fluorène	19,50
	Nickel	3,36		Nickel	3,84
	o-xylène	1,12		o-xylène	1,29
	Plomb	205		Plomb	234,76
	p-xylène	2,02		p-xylène	2,30
	Trichloroéthylène	10,86		Tétrachloroéthylène	1,1
zinc	13,49	Trichloroéthylène	12,39		
Pigeon ramier mâle			Pigeon ramier femelle	zinc	15,81
	Chrome total	1,54		Chrome total	1,67
	Cuivre	1,93		Cuivre	2,12
	Fluorène	2,58		Fluorène	2,80
	Plomb	28,66		Plomb	31,18
Faisan de Colchide	Trichloroéthylène	1,64	Coucou gris	Trichloroéthylène	1,78
	Arsenic	1,14		Plomb	1,85
	Chrome total	4,02			
	Cuivre	3,17			
	Fluorène	7,78			
	Nickel	1,55			
Grèbe	Plomb	84,07	Pie bavarde Pinson des arbres Chardonneret élégant Rougegorge familier Rossignol philomèle Mésange à longue queue et mésange bleue Troglodyte mignon		
	Trichloroéthylène	4,94			
	Arsenic	25,78		Fluorène	1,61
	Benzène	2,69		Plomb	19,09
	Cadmium	38,60		Trichloroéthylène	1,02
	Chrome total	291,18		Plomb	1,18
	Cobalt	8,78		Plomb	4,26
	Cuivre	240,00		Plomb	5,82
	Fluorène	892,75		zinc	1,09
	Manganèse	17,82		Plomb	5,32
	m-xylène	44,63		Cadmium	1,62
	Nickel	229,33		Cuivre	1,24
	o-xylène	84,013		Plomb	5,40
	Plomb	15030,08		zinc	2,38
	p-xylène	173,24		Cadmium	2,46
	Tétrachloroéthylène	89,59		Cuivre	1,98
	Toluène	32,16		Plomb	12,26
Trichloroéthylène	1133,81	zinc	3,65		
zinc	355,35				
Merle noir mâle	Cadmium	1,48	Merle noir femelle	Cadmium	1,54
	Cuivre	1,24		Cuivre	1,28
	Plomb	9,00		Plomb	9,31
	zinc	2,21		zinc	2,30
Mouette rieuse mâle	Arsenic	1,90	Mouette rieuse femelle	Arsenic	2,39
	Benzène	21,93		Benzène	27,81
	Cadmium	5,37		Cadmium	6,80
	Chrome total	3,50		Chrome total	4,38
	Cobalt	3,28		Cobalt	4,15
	Cuivre	5,23		Cuivre	6,60
	Fluorène	2,31		Fluorène	2,82
m-xylène	5,21	m-xylène	6,60		

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
	Nickel	1,14		Nickel	1,42
	o-xylène	51,48		o-xylène	65,28
	Plomb	35,26		Plomb	43,61
	p-xylène	14,94		p-xylène	18,93
	Tétrachloroéthylène	4,48		Tétrachloroéthylène	5,67
	Toluène	7,31		Toluène	9,27
	Trichloroéthylène	2,86		Trichloroéthylène	3,56
	zinc	7,20		zinc	9,11

Sur le site B, l'avifaune n'encourant pas de risques est constituée des espèces suivantes : Vanneau huppé, Gallinule poule d'eau, Grive musicienne, Accenteur mouchet, Etourneau sansonnet, Faucon crécerelle, Chouette hulotte et Epervier d'Europe. On remarque ainsi que les prédateurs de fin de chaîne ne sont pas touchés.

La Bernache nonette présente un IR supérieur à 1 pour les contaminants suivants : arsenic, chrome, cuivre, fluorène, nickel, plomb, p-xylène, trichloréthylène et zinc. Pour la Bernache femelle, le cadmium induit également un IR supérieur à 1. Les IR pour cette espèce s'échelonnent de 1,27 (p-xylène) à 115,20 (plomb) pour le mâle et de 1,03 (cadmium) à 138,17 (plomb) pour la femelle. Comme chez les mammifères, on relève une plus forte sensibilité chez la femelle.

Chez le Canard colvert, les IR vont de 1,13 (o-xylène) à 205 (plomb) pour le mâle et de 1,10 (tétrachloroéthylène) à 234,76 (plomb) pour la femelle.

Pour le pigeon ramier mâle et femelle, les contaminants concernés sont le chrome, le cuivre, le fluorène, le plomb et le trichloréthylène. Les IR sont de 1,64 (trichloréthylène) à 28,66 (plomb) pour le mâle et de 1,78 (trichloréthylène) à 31,18 (plomb) pour sa femelle.

Le faisan encourt un risque avec l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fluorène, le nickel, le plomb et le trichloréthylène. Les IR vont de 1,14 pour l'arsenic à 84,07 pour le plomb.

Le plomb entraîne un indice de risque supérieur à 1 pour le Coucou gris, le Pinson des arbres, le Chardonneret élégant et le Rossignol philomèle. Ces espèces ne présentent aucun autre IR supérieur à 1 à l'exception du Rouge-gorge qui présente également un indice supérieur à un pour le zinc. La Pie bavarde présente également des IR supérieurs à 1 pour le fluorène, le plomb (19,09) et le trichloréthylène.

Les espèces de mésanges présentent des indices de 1,24 (cadmium) à 5,4 (plomb) pour les substances suivantes : cadmium, cuivre, plomb et le zinc. Il en va de même pour le Troglodyte mignon qui présente des IR allant de 1,98 (cuivre) à 12,26 (plomb).

Le Grèbe castagneux semble être une espèce sensible car il présente un indice de risque supérieur à un pour de nombreux polluants. Les IR vont de 2,69 pour le benzène à 15030,08 pour le plomb.

Le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc engendrent un indice de risque supérieur à 1 pour le Merle noir mâle et femelle avec des IR allant de 1,24 (cuivre) à 9 (plomb) chez le mâle et allant de 1,28 (cuivre) à 9,31 (plomb) chez la femelle.

Enfin, la Mouette, qu'elle soit mâle ou femelle, présente des indices de risque supérieurs à 1 pour 16 contaminants en raison d'un régime alimentaire incluant les déchets et exposant cette espèce à la décharge.

En général, pour l'ensemble des espèces, le plomb est le contaminant présentant l'IR le plus important excepté pour la Mouette où il représente le second indice de risque le plus élevé chez cette espèce, après le xylène.

Les tableaux 71 et 72 présentent les IR calculés pour l'ingestion d'eau pour les mammifères et l'avifaune. Pour l'ingestion d'eau, les espèces de mammifères n'encourant pas de risques sont les suivantes : Campagnol roussâtre, Rat musqué, Musaraigne cendrée, Mulot sylvestre, Renard roux et Belette.

**Tableau 71** : Risques mis en évidence pour les mammifères pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Campagnol agreste mâle	Arsenic	3,47	Campagnol agreste femelle	Arsenic	4,11
	Benzène	66,19		Benzène	78,33
	Cadmium	2,04		Cadmium	2,41
	Chrome total	7,87		Chrome total	9,32
	Cobalt	9,83		Cobalt	11,63
	Cuivre	7,39		Cuivre	8,74
	Fluorène	1,94		Fluorène	2,30
	Manganèse	1,70		Manganèse	2,01
	m-xylène	15,52		m-xylène	18,36
	Nickel	2,23		Nickel	2,64
	o-xylène	155,18		o-xylène	183,63
	Plomb	9,18		Plomb	10,86
	p-xylène	44,52		p-xylène	52,69
	Tétrachloroéthylène	13,24		Tétrachloroéthylène	15,67
Toluène	21,10	Toluène	26,03		
Trichloroéthylène	25,02	Trichloroéthylène	29,61		
			zinc	4787,16	
Lapin de garenne	Arsenic	2,59	Lièvre d'Europe	Arsenic	1,23
	Benzène	49,38		Benzène	23,48
	Cadmium	1,52		Chrome total	2,79
	Chrome total	5,87		Cobalt	3,49
	Cuivre	5,51		Cuivre	2,62
	Fluorène	1,45		o-xylène	55,04
	Manganèse	1,27		Plomb	3,26
	m-xylène	11,58		p-xylène	15,79
	Nickel	1,66		Tétrachloroéthylène	4,70
	o-xylène	115,78		Toluène	7,80
Plomb	6,85	Trichloroéthylène	8,88		



	p-xylène	33,22	Hérisson d'Europe	Anthracène	1,16
	Tétrachloroéthylène	9,88	Lérot	Benzène	1,07
	Toluène	16,41		o-xylène	2,52
	Trichloroéthylène	18,67			

Le Campagnol agreste mâle présente des indices de risque supérieurs à 1 pour l'arsenic, le benzène, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le fluorène, le manganèse, le m-xylène, le nickel, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloréthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Pour la femelle, le zinc engendre également un IR supérieurs à 1. Ces indices s'échelonnent de 1,70 (manganèse) à 155,18 (o-xylène) pour le mâle et de 2 (manganèse) à 4787,16 (zinc) pour la femelle.

De nombreux contaminants engendrent tous un IR supérieur à 1 pour le Lapin de garenne. Les IR vont de 1,27 (manganèse) à 115,78 (o-xylène). Le Lièvre présente, quant à lui, des IR supérieurs pour l'arsenic, le benzène, le chrome, le cobalt, le cuivre, le o-xylène, le plomb, le p-xylène, le tétrachloroéthylène, le toluène et le trichloroéthylène. Ses IR vont de 1,23 pour l'arsenic à 55,04 pour le o-xylène.

*A contrario*, le Hérisson et le Lérot semblent être des espèces peu sensibles car ils ne présentent respectivement des IR supérieurs à 1 qu'avec l'anthracène pour le premier puis le benzène et l'o-xylène pour le second.

Concernant l'ingestion d'eau, le o-xylène semble être le contaminant engendrant les indices de risque les plus élevés chez l'ensemble des mammifères.

**Tableau 72 :** Risques mis en évidence pour l'avifaune des stations étudiées pour l'ingestion d'eau contaminée

Espèces	Substances	IR pondéré	Espèces	Substances	IR pondéré
Bernache nonette mâle	Benzo(a) fluoranthène	212976,63	Bernache nonette femelle	Anthracène	1,01
	Cadmium	5,48		Benzo(a) fluoranthène	235147,86
	Chrome total	1,71		Cadmium	6,05
	Cobalt	57,50		Chrome total	1,89
	Cuivre	7,19		Cobalt	63,49
	Fluoranthène	239,60		Cuivre	7,94
	Fluorène	230,02		Fluoranthène	264,54
	Manganèse	7,78		Fluorène	253,96
	Mercuré	6117413,78		Manganèse	8,59
	Nickel	11,50		Mercuré	6754246,93
	Phénantrène	120,16		Nickel	12,70
	Pyrène	1150073,79		Phénantrène	132,67
	Toluène	38,85		Plomb	1,27
zinc	2,21	Pyrène	1269798,42		
		Toluène	42,90		
		zinc	2,44		
Canard colvert mâle	Anthracène	1,16	Canard colvert femelle	Anthracène	1,134
	Benzo(a) fluoranthène	270643,21		Benzo(a) fluoranthène	264652,71
	Cadmium	6,96		Cadmium	6,81
	Chrome total	2,18		Chrome total	2,12

	Cobalt	73,04		Cobalt	71,46	
	Cuivre	9,13		Cuivre	8,93	
	Fluoranthène	304,47		Fluoranthène	297,73	
	Fluorène	292,30		Fluorène	285,83	
	Manganèse	9,89		Manganèse	9,67	
	Mercure	7773794,26		Mercure	7601726,75	
	Nickel	14,62		Nickel	14,29	
	Phénantrène	152,691		Phénantrène	149,31	
	Plomb	1,46		Plomb	1,43	
	Pyrène	1461473,32		Pyrène	1429124,63	
	Toluène	49,37		Toluène	48,28	
	zinc	2,81		zinc	2,75	
	Faisan de Colchide	Anthracène		1,16	Coucou gris	Benzo(a) fluoranthène
Benzo(a) fluoranthène		270934,63	Fluoranthène	3,63		
Cadmium		6,97	Fluorène	3,48		
Chrome total		2,18	Mercure	92559,86		
Chrysène			Phénantrène	1,82		
Cobalt		73,15	Vanneau huppé	Pyrène	17401,25	
Cuivre		9,14		Benzo(a) fluoranthène	3289,19	
Fluoranthène		304,80		Fluoranthène	3,70	
Fluorène		292,61		Fluorène	3,55	
Manganèse		9,90		Mercure	94476,79	
Mercure		7782164,94		Phénantrène	1,86	
Nickel		14,63		Pyrène	17761,64	
Phénantrène		152,86		Gallinule poule d'eau	Benzo(a) fluoranthène	2575,89
Plomb		1,46			Fluoranthène	2,90
Pyrène		1463047,01			Fluorène	2,78
Toluène	49,43	Mercure	73988,32			
zinc	2,81	Phénantrène	1,45			
Pigeon ramier mâle			Pigeon ramier femelle	Pyrène	13909,81	
	Anthracène	1,72		Anthracène	1,87	
	Arsenic	1,28		Arsenic	1,39	
	Benzo(a) fluoranthène	401311,73		Benzo(a) fluoranthène	436254,84	
	Cadmium	10,32		Cadmium	11,22	
	Chrome total	3,23		Chrome total	3,51	
	Cobalt	108,35		Cobalt	117,79	
	Cuivre	13,54		Cuivre	14,72	
	Fluoranthène	451,48		Fluoranthène	490,78	
	Fluorène	433,42		Fluorène	471,16	
	Manganèse	14,66		Manganèse	15,94	
	Mercure	11527039,11		Mercure	12530724,01	
	Naphatalène	1,26		Naphatalène	1,37	
	Nickel	21,67		Nickel	23,56	
	Phénantrène	226,41		Phénantrène	246,13	
	Plomb	2,17		Plomb	2,36	
	Pyrène	2167083,35		Pyrène	2355776,11	
Toluène	73,21	Toluène	79,59			
zinc	4,17	zinc	4,53			
Grèbe			Grive musicienne	Benzo(a) fluoranthène	3676,68	
	Anthracène	1,63		Fluoranthène	4,14	
	Arsenic	1,81		Fluorène	3,97	
	Benzo(a) fluoranthène	1317072,45		Mercure	105606,66	
	Cadmium	38,69		Phénantrène	2,07	
	Chrome total	13,61	Pie bavarde	Pyrène	19854,05	
	Cobalt	558,06		Benzo(a) fluoranthène	23149,34	
	Cuivre	76,09		Cobalt	6,25	
	Fluoranthène	2747,04		Fluoranthène	26,04	
	Fluorène	2839,61		Fluorène	25,00	
	Manganèse	102,92		Mercure	664927,76	
	Mercure	86290417,36		Nickel	1,25	
	Naphatalène	10,64		Phénantrène	13,06	
	Nickel	192,59		Pyrène	125006,42	
	o-xylène	5,07		Toluène	4,22	
	Phénantrène	2223,70	Pinson des arbres	Benzo(a) fluoranthène	5034,04	
	Plomb	22,30		Cobalt	1,36	

	p-xylène	2,24		Fluoranthène	5,66
	Pyrène	24320738,22		Fluorène	5,44
	Toluène	924,24		Mercure	144594,68
	zinc	56,50		Phénantrène	2,84
				Pyrène	27183,80
Merle noir mâle	Benzo(a) fluoranthène	3744,73	Merle noir femelle	Benzo(a) fluoranthène	3851,74
	Cobalt	1,01		Cobalt	1,04
	Fluoranthène	4,21		Fluoranthène	4,33
	Fluorène	4,04		Fluorène	4,16
	Mercure	107561,28		Mercure	110635,08
	Phénantrène	2,11		Phénantrène	2,17
	Pyrène	20221,52		Pyrène	20799,40
Chardonneret élégant	Benzo(a) fluoranthène	6024,19	Rouge-gorge familier	Benzo(a) fluoranthène	5143,23
	Cobalt	1,63		Cobalt	1,39
	Fluoranthène	6,78		Fluoranthène	5,79
	Fluorène	6,51		Fluorène	5,56
	Mercure	173035,36		Mercure	147731,10
	Phénantrène	3,40		Phénantrène	2,90
	Pyrène	32530,65		Pyrène	27773,45
	Toluène	1,10			
Rossignol philomèle	Benzo(a) fluoranthène	4840,32	Mésange à longue queue et Mésange bleue	Benzo(a) fluoranthène	4851,58
	Cobalt	1,31		Cobalt	1,31
	Fluoranthène	5,45		Fluoranthène	5,46
	Fluorène	5,23		Fluorène	5,24
	Mercure	139030,35		Mercure	139353,98
	Phénantrène	2,73		Phénantrène	2,74
	Pyrène	26137,71		Pyrène	26198,55
Accenteur mouchet	Benzo(a) fluoranthène	1930,89	Étourneau sansonnet	Benzo(a) fluoranthène	359,10
	Fluoranthène	2,17		Mercure	10340,32
	Fluorène	2,09		Pyrène	1943,98
	Mercure	55461,73			
	Phénantrène	1,09			
	Pyrène	10426,81			
Trogodyte mignon	Benzo(a) fluoranthène	6236,52	Merle noir mâle	Benzo(a) fluoranthène	3744,73
	Cobalt	1,68		Cobalt	1,01
	Fluoranthène	7,02		Fluoranthène	4,21
	Fluorène	6,74		Fluorène	4,04
	Mercure	179134,11		Mercure	107561,28
	Phénantrène	3,52		Phénantrène	2,11
	Pyrène	33677,21		Pyrène	20221,52
	Toluène	1,14			
Mouette rieuse mâle	Anthracène	1,11	Mouette rieuse femelle	Anthracène	1,34
	Benzo(a) fluoranthène	259403,60		Benzo(a) fluoranthène	312872,52
	Cadmium	6,67		Cadmium	8,05
	Chrome total	2,09		Chrome total	2,52
	Cobalt	70,04		Cobalt	84,48
	Cuivre	8,76		Cuivre	10,56
	Fluoranthène	291,83		Fluoranthène	351,98
	Fluorène	280,16		Fluorène	337,90
	Manganèse	9,48		Manganèse	11,43
	Mercure	7450954,31		Mercure	8986763,96
	Nickel	14,01		Nickel	16,86
	Phénantrène	146,35		Phénantrène	176,52
	Plomb	1,40		Plomb	1,69
	Pyrène	1400779,41		Pyrène	1689511,62
	Toluène	47,32		Toluène	57,08
	zinc	2,69		zinc	3,25
Faucon crécerelle	Benzo(a) fluoranthène	10370,37	Chouette hulotte	Benzo(a) fluoranthène	10370,37
	Cobalt	2,80		Cobalt	2,80
	Fluoranthène	11,67		Fluoranthène	11,67
	Fluorène	11,20		Fluorène	11,20
	Mercure	297872,34		Mercure	297872,34
	Phénantrène	5,85		Phénantrène	5,85
	Pyrène	56000,00		Pyrène	56000,00
	Toluène	1,89		Toluène	1,89

Épervier d'Europe mâle	Benzo(a) fluoranthène	3851,85	Epervier d'Europe femelle	Benzo(a) fluoranthène	5333,33
	Cobalt	1,04		Cobalt	1,44
	Fluoranthène	4,33		Fluoranthène	6,00
	Fluorène	4,16		Fluorène	5,76
	Mercure	110638,30		Mercure	153191,49
	Phénantrène	2,17		Phénantrène	3,01
	Pyrène	20800,00		Pyrène	28800,00

Concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque. La bernache nonette présente un indice de risque supérieur à 1 pour 14 contaminants chez le mâle et 16 chez la femelle (deux de plus qui sont l'anthracène et le plomb). Les IR vont de 1,71 pour le chrome à 6 117 413,78 pour le mercure chez la Bernache mâle. Ils sont de 1,001 (anthracène) à 6754246,93 (mercure) chez la femelle. On constate que la sensibilité de la femelle se traduit par un nombre plus important de contaminants engendrant un risque ainsi que par des IR supérieurs à ceux du mâle.

Le Colvert, qu'il soit mâle ou femelle, encourt un risque pour 16 contaminants. Les indices de risque s'échelonnent de 1,16 (anthracène) à 7773794 (mercure) pour le mâle et de 1,13 à 7601726,75 (mercure) chez la femelle. Le benzo(a)fluoranthène ainsi que le pyrène présentent également des indices de risque très importants (respectivement 270643 et 1461473,32 chez le mâle et chez la femelle 264652,71 et 1429124,63).

Le Faisan présente également pour le mercure son IR le plus élevé (7782164,94) suivi par celui du pyrène (1463047,01). Son IR le plus bas est de 1,16 pour l'anthracène.

Le Pigeon ramier mâle et femelle encourt des risques avec les mêmes contaminants. Les IR s'échelonnent de 1,26 (naphtalène) à 11527039 (mercure) pour le mâle et de 1,37 (naphtalène) à 12530724,01 (mercure) pour la femelle.

Le plus fort indice de risque pour le coucou, le vanneau, la poule d'eau, la grive musicienne, la Pie bavarde, le Grèbe, le Rossignol philomèle, les Mésanges, l'Etourneau, l'Accenteur et le Troglodyte est pour le mercure (de plus de 70 000 à 24 320 738,22 pour le grèbe).

La Mouette rieuse encourt des risques avec 15 contaminants différents dont l'anthracène (1,11, indice le plus bas) et le mercure (7450954,31, indice le plus haut) pour le mâle et l'anthracène (1,34, indice le plus bas) et le mercure (8986763,96, indice le plus haut) pour la femelle. Cette espèce présente aussi des indices de risque élevés pour le pyrène et le benzo(a)fluoranthène, comme d'ailleurs pour l'ensemble des contaminants. Cette importance

peut s'expliquer par son régime alimentaire varié, qui comprend également les déchets contaminés pouvant être présents sur le site.

Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, le Faucon et la Chouette sont impactés par le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénanthrène, le pyrène et le toluène. Ces deux espèces présentent les mêmes indices de risque, le plus faible est de 1,89 pour le toluène et le plus important s'élève à 297872,34 pour le mercure. L'Epervier encourt des risques avec 7 contaminants qui sont le benzo(a)fluoranthène, le cobalt, le fluoranthène, le fluorène, le mercure, le phénanthrène et le pyrène. Les IR sont plus importants chez la femelle où ils s'échelonnent de 1,44 (cobalt) à 153191,49 (mercure) tandis que ceux du mâle vont de 1,04 (cobalt) à 110638,30 (mercure).

En général, concernant l'ingestion d'eau de l'avifaune, toutes les espèces relevées sur le site encourent un risque pour 14 à 16 contaminants en moyenne. La Mouette rieuse est l'espèce la plus sensible car elle présente non seulement des IR supérieurs à 1 pour 15 contaminants différents mais également des indices plus élevés pour l'ensemble des contaminants. Cette différence peut s'expliquer par son régime alimentaire varié, qui inclut également les déchets contaminés pouvant être présents sur le site.

Concernant les oiseaux de fin de chaîne alimentaire, ils sont principalement touchés par le mercure et le pyrène, qui sont les contaminants les plus impactants pour l'ensemble des espèces aviaires.

### **Bilan général**

Au cours de cette étude, des IR supérieurs à 1 ont été mis en évidence pour les différents récepteurs présents sur le site.

Pour les végétaux, des risques ont été démontrés avec de nombreux contaminants dont principalement le mercure, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le tétrachlorure de carbone. Des indices de risque importants également ont été trouvés pour le plomb, les xylènes ainsi que pour l'arsenic, le cuivre, le manganèse, le nickel, le zinc, le benzène et le toluène.

Les indices de risque les plus importants mis en évidence chez les invertébrés concernent le plomb, le trichloroéthylène, le tétrachlororéthylène ainsi que le tétrachlorure de carbone. Le zinc, les xylènes, le cuivre, le benzo(a)fluoranthène, le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène, le naphthalène, le phéantrène, le pyrène, le benzène et le toluène engendrent également un risque pour les entités présentes sur le site.

Les mammifères encourent également un risque principalement avec le plomb et le cadmium qui présentent les indices de risque les plus importants, mais également avec le chrome, le trichloroéthylène, le fluorène, le zinc, l'arsenic, le cuivre et le nickel. Dans ce groupe biologique, les espèces les moins sensibles semblent être les espèces omnivores. En effet, seule la Musaraigne cendrée encourt un risque. Ceci peut s'expliquer par la forte proportion d'invertébrés dans son régime ainsi que par son taux d'ingestion car le Hérisson totalement invertivore, ne présente pas de risque mais présente un taux d'ingestion calculé différemment (sur la base d'un mammifère placentaire et non pas d'un rongeur).

L'ensemble des entités herbivores est touché. La plus sensible est le Campagnol agreste qui présente des indices de risque très élevés pour l'arsenic, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc. Cette sensibilité accrue aux contaminants peut s'expliquer par sa consommation de racines où les contaminants cités précédemment se concentrent.

Le plomb initialement présent dans la flore et chez les invertébrés se retrouve chez les mammifères de tout régime alimentaire (omnivore, herbivore).

On peut noter également que, pour les espèces dont les données distinguant des données mâle et femelle étaient disponibles, une sensibilité plus importante à la contamination était mise en évidence chez les femelles. Cette différence est classiquement rapportée dans de nombreuses études, notamment en raison de l'écart de poids.

Quant à l'avifaune, elle encourt, elle aussi, un risque principalement avec le plomb. Des indices de risques importants sont également à prendre en compte pour le xylène, principalement chez la mouette en raison de son régime alimentaire constitué de déchets et chez le Grèbe castagneux. Le Grèbe est l'oiseau le plus sensible du site, il présente le plus grand nombre d'IR supérieurs à un ainsi que le plus fort IR pour le plomb. Chez les oiseaux

d'eau, le Canard et le Grèbe présentent un risque pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Cependant, on peut noter que la poule d'eau n'encourt pas de risque avec ces contaminants. Ceci peut s'expliquer par l'écart de poids entre la Poule d'eau et le Grèbe qui n'ont que cette donnée de différence (régime alimentaire identique).

Concernant toujours l'avifaune, le Pinson des arbres et le Rossignol philomèle semblent être les espèces les moins sensibles car elles ne présentent un IR supérieur à 1 que pour le plomb. Elles consomment principalement des insectes et des invertébrés, fortement impactés par le plomb, ce qui explique que seul ce contaminant engendre un risque.

On peut noter que les espèces prédatrices (mammifères et avifaune) ne présentent pas de risques par rapport aux les éléments concernés malgré une accumulation de la contamination dans la chaîne alimentaire attendue. Ceci ne peut être entièrement expliqué par la pondération de la DJE par l'aire de répartition qui prend en compte l'ensemble de la zone de nourrissage de l'entité et non pas uniquement le site étudié. En effet, les indices de risque calculés sans pondération de la DJE sont un peu plus élevés. Il peut être possible également que les prédateurs développent une stratégie d'évitement vis-à-vis de la contamination.

### *c. Conclusion*

Tous ces éléments permettent de répondre aux questions posées au début de l'étude.

La contamination résiduelle du terrain entraîne-t-elle un risque pour les entités écologiques présentes ?

La contamination entraîne un risque pour les contaminants suivants : anthracène, benzo(a) fluoranthène, cadmium, chrome total, chrysène, fluoranthène, fluorène, manganèse, mercure, phénanthrène, pyrène, arsenic, benzène, cadmium, cobalt, cuivre, m-xylène, nickel, o-xylène, plomb, p-xylène, tétrachloroéthylène, toluène, trichloroéthylène, zinc. Les ETM sont principalement issus des anciennes zones de stockage de produits et de la zone ayant servi à l'activité de blanchiment et de teinturerie. Les BTEX et HAP sont principalement localisés au niveau de l'ancienne chaufferie et des anciennes cuves (fuel, essence...). Les HAP sont

également retrouvés sur l'ancienne zone de teinturerie et de blanchiment et des anciennes zones de stockage de produits.

Quel compartiment biocénotique est touché ?

L'ensemble des compartiments biocénotique est touché sur le site B.

Quelle est l'importance dans l'écosystème de(s) espèce(s) touchées et quels sont les impacts de son ou de leur éventuelle disparition sur l'écosystème ?

Les espèces touchées appartiennent à l'ensemble des groupes biologiques étudiés, cependant aucun prédateur de fin de chaîne ne présente un indice de risque supérieur à 1.

En fonction des espèces touchées, l'écosystème peut se voir altéré en raison :

- d'une diminution/altération de la ressource alimentaire (flore, fonge, petits mammifères),
- d'une diminution/altération des habitats disponibles (flore),
- d'un déséquilibre d'espèces (la disparition des invertivores va permettre la prolifération des invertébrés qui pourront altérer la qualité des sols et impacter la fonge et la flore, la disparition des micromammifères va entraîner le départ des espèces aviaires prédatrices par exemple).

Quelles sont les recommandations à but écologique pouvant être avancées dans le cadre de la gestion du site ?

Lors de cette étude, des risques ont bel et bien été démontrés sur l'ensemble du site et principalement au niveau de la décharge et du lagunage où les concentrations maximales ont été relevées. Certaines recommandations peuvent être proposées. Tout d'abord la décharge pourrait être vidée puis aménagée afin d'empêcher certaines espèces d'oiseaux de se nourrir de son contenu (mouette notamment) et afin de s'assurer de l'étanchéité entre le sol et la décharge. La contamination des eaux pourrait être réduite en curant les sédiments qui ont accumulé la contamination. Enfin, pour l'eau, la zone de lagunage présente le plus de risques. Sa mise à sec et son nettoyage peuvent s'avérer nécessaires. En vue de l'aménagement du site en parc, il pourrait être judicieux, sur la zone de décharge ainsi qu'au niveau du lagunage, de



limiter le contact entre les usagers et le sol par l'aménagement de zones spécifiques, bétonnées par exemple ou encore constituées de graviers.

### **Remarques et perspectives**

1. L'ensemble des compartiments biocénétiques est touché concernant l'ingestion d'eau. Pour l'ingestion de sol et d'aliments contaminés, tous sont touchés à l'exception des maillons de fin de chaîne alimentaire. Il pourrait être intéressant ici de prendre en compte **l'additivité du risque** en additionnant les IR liés à l'ingestion de sol et d'eau.
2. Les incertitudes rencontrées lors de cette ERE sont nombreuses et de nature différentes.

Tout d'abord, aucun indice de risque n'a pu être calculé pour la fonge pour les raisons explicitées ci-dessus ; il est donc impossible de conclure pour ces récepteurs. De même, aucun IR n'a été calculé pour les batraciens bien qu'ils représentent un maillon important de la chaîne alimentaire.

Le milieu aquatique a constitué un facteur limitant en raison d'un manque de caractérisation de l'écosystème et de problèmes de modélisation. Pour ce milieu, les concentrations maximales ont été retenues pour le calcul de risque car il s'agit d'une voie à ne pas négliger et indispensable à prendre en compte pour cette ERE. Les IR liés au milieu aquatique sont très élevés. Ceci peut s'expliquer par un plus fort impact de l'eau que des aliments contaminés mais également par la VTR exigeante. En effet, un doute a déjà été mis en évidence pour le mercure avec les végétaux, la toxicité dépend de la spéciation de l'élément, une surestimation du risque peut être possible.

Concernant les mesures, des incertitudes peuvent apparaître liées à l'échantillonnage, au plan d'échantillonnage ou encore aux tests réalisés.

Sur le calcul de risque en lui-même, plusieurs éléments sont à ne pas négliger :

- la prise en compte de la DJE orale uniquement (la DJE inhalation ne pouvant être calculée en raison de l'absence de PNEC spécifique),
- la non-prise en compte de l'ingestion de sol pour certaines espèces (les données n'étant pas disponibles pour l'ensemble des entités concernées),
- la non-prise en compte de l'ingestion d'eau (pas de données disponibles),

- la seule prise en compte du régime alimentaire principal dont les informations pouvaient être parfois lacunaires suivant les espèces,
- la modélisation des concentrations retrouvées dans les différents aliments,
- la modélisation des diètes des entités et des relations trophiques,
- la différenciation d'un risque mâle et femelle non systématique en raison de la disponibilité des données. En effet, certaines informations ont pu être complétées et/ou vérifiées grâce aux fiches d'espèces réalisées par le CEAEQ. Cependant, seules quelques espèces présentes sur notre site d'étude y figuraient.

Cependant, les incertitudes liées à la consommation de ressources contaminées et au profil d'exposition ont été limitées en partie grâce à la pondération de la DJE par l'aire de répartition de l'espèce.

En conséquence, les indices de risques ainsi calculés souffrent d'une fiabilité assez faible. Il semble qu'ils ne puissent être utilisés en valeur absolue. Néanmoins, ils permettent une identification des cibles et des agents de stress. De plus, même si le manque de fiabilité ne permet pas de s'attacher à la valeur brute, ces IR d'ampleur différente traduisent, sans doute, une significativité du risque différente car par définition une probabilité plus forte d'apparition des effets néfastes.

## **Annexe VI. RESULTATS DE L'ERE DU SITE A SELON LA METHODE DU ROYAUME-UNI**

### **VI.1. ETUDE DOCUMENTAIRE ET MODELE CONCEPTUEL (NIVEAU 0)**

L'objectif de cette partie est de valider le fait que le site d'étude doit bien faire l'objet d'une ERE. C'est également l'occasion de développer le schéma conceptuel initial qui servira de base aux investigations des tiers ultérieurs. Plus précisément, le schéma conceptuel initial décrira les éléments connus du site, définira ses limites géographiques et identifiera les contaminants, les voies de transfert et les récepteurs écologiques potentiels du risque.

#### **VI.1.1. Contexte réglementaire**

Selon la réglementation en vigueur au Royaume-Uni (Section 57 of Part IIA of the environmental Act 1990, DEFRA, 2006), sont soumis à une ERE, les sites contaminés induisant une atteinte significative des organismes vivants ou du fonctionnement des écosystèmes. Cette méthode peut aussi être appliquée dans le cadre de l'évaluation des techniques de remédiation de pollutions historiques (ERA1, 2008).

En ce qui concerne, le site à étudier dans le cadre de la présente étude, ayant fait l'objet d'un programme de recherches concertés – sites et sols pollués- de 1993 à 2002, puis étant à l'étude dans de nombreux programmes de recherche soutenus pour le gestionnaire, il fait partie à part entière des sites d'intérêt scientifique spécial. Cette appartenance permet d'initier une ERE sur cette zone. De plus, la contamination du site et de ses alentours est considérée comme une pollution historique industrielle.

#### **VI.1.2. Présentation des parties prenantes**

Les différents intervenants ayant pris part à cette étude sont les tuteurs du comité de suivi RECORD (réunions tous les six mois), le comité de pilotage scientifique (se réunissant tous les ans), l'INRA d'Arras pour l'analyse physico-chimique des sols, le bureau d'étude TAUW Environnement pour la validation de la stratégie d'échantillonnage, l'Institut de recherche pour le développement de Bondy pour les éléments concernant la macrofaune du sol et l'IPL de Nancy pour la réalisation des tests écotoxicologiques.

### **VI.1.3. Problématique**

L'objectif d'étude du site A est le suivant : « L'ERE permet-elle d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé ? ». En d'autres termes, les questions que nous nous posons, dans ce cas, sont « Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ? » et « Quel type de plantation est le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution aux ETM ? ».

Pour y répondre, nous chercherons à :

1. Déterminer, pour chaque station, si la contamination du terrain entraîne un risque pour les entités écologiques qui y sont présentes et répondre aux questions suivantes :
  - Le risque est-il en lien avec la concentration des polluants (étude comparative des stations) ?
  - Le risque est-il en lien avec le type de plantation ?
  - Quel compartiment biocénotique est touché ?
  - Quelle est l'importance dans l'écosystème des espèces touchées ?
2. Déterminer si la contamination du terrain altère la pérennité des entités écologiques présentes et l'impact de leur éventuelle disparition sur l'écosystème.
3. Déterminer quel mode de gestion permet de répondre aux objectifs de gestion des sites contaminés sur l'ensemble des stations à l'étude (le mode de gestion permettant de répondre aux objectifs de gestion est celui utilisé sur la station présentant le risque le plus petit).

### **VI.1.4. Visite du site**

Le site A correspond à un écosystème terrestre présentant une contamination des sols aux éléments traces métalliques (ETM). Dans le cadre de l'étude, nous nous sommes intéressés à l'évaluation des effets de la contamination des sols en ETM sur l'écosystème de plantations artificielles, par le biais d'une évaluation des risques écologiques (selon la méthode ERA UK).

Plusieurs types de plantations (composition en essences variables, âges et modes de plantations différents) ont été sélectionnés afin de définir s'il existe un mode de plantation conduisant au développement d'un écosystème de qualité supportant la présence d'ETM dans

les sols. La première prise de connaissances du site A est basée sur la visite de site réalisée en 2006. Les informations sont présentées dans les paragraphes suivants.

#### VI.1.4.1. Contexte

Le site A se situe dans le Nord Pas-de-Calais et correspond à la zone de contamination d'une ancienne usine métallurgique dont les retombées de poussières métalliques ont engendré la contamination essentiellement métallique des sols sur plusieurs kilomètres alentours.

Durant les 110 années de fonctionnement, l'usine de production de fer et de zinc a rejeté du plomb, du cadmium, du zinc et de l'hydroxyde de soufre dans l'atmosphère. Suite aux retombées, les teneurs de ces éléments dans les sols aux alentours du site peuvent atteindre plus de cent fois les teneurs habituelles agricoles régionales (Tableau 73) (Sterckeman *et al.* 2002, Bidar, 2007).

**Tableau 73 : Teneurs totales en Cd, Pb et Zn des horizons labourés (0-25 cm) des sols agricoles aux alentours du site A et teneurs habituelles agricoles de la région (Steckerman et al., 2002). Tableau repris de la thèse de Bidar (2007)**

	Teneurs dans les sols agricoles autour du site A (mg.kg <sup>-1</sup> /kg PS)			Teneurs habituelles des sols agricoles régionaux* (mg.kg <sup>-1</sup> /kg PS)		
	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
Minimum	1	42	100	0,23	20	41,5
Moyenne	5	234	410	0,43	33,2	65,7
Médiane	4	153	306	0,41	30,3	65,8
Maximum	44	3005	2730	0,93	108,7	109,6

\* sols issus des limons lœssiques, sous culture

Sur ce site, en accord avec les gestionnaires, il a donc été défini que (i) la source de contamination primaire est l'ancienne usine métallurgique, et que (ii) les enjeux sont d'anciennes parcelles agricoles rachetées et plantées par les propriétaires de l'ancienne usine.

Ce changement de mode de gestion des parcelles (passage de l'usage agricole à la plantation) a été opéré car il présentait l'avantage de limiter le transfert dans la chaîne alimentaire des cultures de cette zone. Cette démarche avait également pour but de réduire l'envol de poussières contaminées et, en conséquence, d'éviter l'élargissement de la zone de pollution, l'exposition des riverains et les effets sur l'environnement. Néanmoins, aucune étude n'a, à ce jour, été conduite pour valider ces dernières hypothèses et/ou mesurer l'influence de ces

changements d'usage des sols sur l'environnement. De plus, depuis la mise en place d'un plan d'intérêt général (PIG) interdisant les cultures dans cette zone et la fermeture de l'usine en 2003, le maintien de cette politique de plantation est discuté. Une des principales questions posées est l'avantage écologique induit par la plantation des anciennes parcelles agricoles, car les ETM présents dans les sols de la zone de contamination de l'ancienne usine restent confinés dans les couches superficielles des sols (quarante premiers centimètres).

#### VI.1.4.2. Les stations expérimentales

Le but de l'étude étant de déterminer les caractéristiques de plantation encourageant le moins de risques pour la gestion écologique de ces sols contaminés, un échantillon représentatif de l'ensemble des plantations de la zone d'étude a été sélectionné (quatre stations nommées A1, A2, A3 et A4) selon les critères suivants : l'âge des plantations, la diversité des essences plantées et la teneur en ETM dans les sols.

Les parcelles boisées sont situées dans la zone d'influence définie par la pollution et à différentes distances de l'ancienne usine afin d'obtenir un gradient de concentrations de la contamination des sols de chacune d'elles. En effet, les stations A1 et A3 se situent dans la zone la plus contaminée en ETM avec des teneurs en plomb supérieures à  $1000 \text{ mg.kg}^{-1}$  et des teneurs en cadmium entre 10 et  $20 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Les deux autres stations se localisent dans une zone moins contaminée avec des teneurs en ETM dans les sols de 200 à  $1000 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour le plomb et entre 5 et  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$  pour le cadmium. Il est aussi important de noter les variations de stratification et de structure des écosystèmes en fonction du mode de plantation.

##### *a. Station A1*

Datant de 1992, il s'agit de la plantation la plus ancienne et la plus proche de la source de contamination (300 mètres). Son sol est le plus contaminé des quatre stations en raison de son emplacement par rapport aux vents dominants (au Sud-est de l'usine).

Cette plantation plurispécifique est caractérisée par la présence conjointe d'essences arborées (ex : *Fraxinus excelsior*) et arbustives (ex : *Alnus glutinosa*) variées, ainsi que par l'apparition spontanée de nouvelles espèces (ex : *Sambucus nigra*). Contrairement aux trois autres stations, A1 est la seule dont la plantation n'est pas symétrique (pas d'alignement d'individus et/ou d'espèces). L'écosystème qui s'y est développé tend vers un boisement plutôt naturel, malgré son origine artificielle.

Cette station se caractérise par de fortes pressions anthropiques (nuisances sonores et présence de déchets) en raison de la voirie qui longe le site au nord et au sud.

*b. Station A2*

Située à 500 mètres au sud-est de l'usine, cette parcelle, contrairement à A1, ne se trouve pas sous les vents dominants, ce qui explique les teneurs en plomb et cadmium plus faibles. Elle est constituée d'une plantation symétrique monospécifique d'Erables sycomore (*Acer pseudoplatanus*). La strate arbustive n'est développée qu'en périphérie de la station et la strate herbacée diverge entre la partie nord (espèces nitrophiles) et la partie sud (strate muscinale avec peu d'espèces nitrophiles).

Cette station possède deux particularités qui sont : (i) la présence d'une route départementale, traversant et délimitant les parties nord et sud et provoquant de fortes pressions anthropiques ; (ii) son contexte hydraulique caractérisé par un fossé d'eau stagnante longeant la route et récupérant les eaux de lessivage de la voirie et de la parcelle.

*c. Station A3*

Située au Nord-est de l'usine, elle est la seconde station la plus contaminée. Il s'agit ici d'une plantation monospécifique de Peupliers grisâtres (*Populus canadensis*) accompagnée d'une strate herbacée mais présentant peu d'arbustes. Située dans un contexte agricole et éloignée des voiries, elle subit des pressions anthropiques principalement d'origine agricole.

*d. Station A4*

C'est la zone étudiée la moins contaminée car la plus éloignée de la source de pollution et située dans le sens opposé des vents dominants. Elle est constituée de jeunes essences variées, plantées de manière symétrique. Elle subit de fortes pressions anthropiques en raison d'un contexte très urbanisé. En effet, elle est entourée d'habitations et d'une autoroute qui la longe en limite ouest.

Le tableau 74 synthétise les caractéristiques de ces quatre parcelles.

**Tableau 74 : Caractéristiques des quatre parcelles**

Station	A1	A2	A3	A4
---------	----	----	----	----

Année de la plantation		1992	1998	1996	2003
Surface (ha)		2,58	2,22	3,37	1,49
Teneur en ETM (mg.kg <sup>-1</sup> )*	Pb	<1000	500 – 1000	<1000	200 – 500
	Cd	10 – 20	5 – 10	10 – 20	05-oct
	Hg	< 1	1 – 0,4	1 – 0,4	1 – 0,4
Diversité arborée (nombre d'espèces)		6	1	1	4
Espèces plantées		<i>Alnus glutinosa</i> <i>Salix alba</i> <i>Betula pendula</i> <i>Robinia pseudacacia</i> <i>Quercus robur</i> <i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Fraxinus excelsior</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Quercus robur</i> <i>Fagus sylvatica</i>

\* Selon courbe iso-concentration [INRA, 1979, Laboratoire ENSTIMD, 1981-82]

#### e. Station témoin

Pour compléter notre dispositif d'étude, une parcelle témoin a été choisie : AT2.

AT2 est un témoin «sans pollution». En effet, cette parcelle a été choisie avec des caractéristiques les plus proches possible de A1 mais non contaminée, avec des interventions humaines limitées et représentant un écosystème de qualité. AT2 se trouve au cœur d'une parc urbain qui a pris place, au début des années 80, au sein d'une zone marécageuse, reprenant le caractère hygrophile de A1. Ce parc est réputé pour sa richesse ornithologique : plus de 200 espèces différentes ont été recensées sur le site (oiseaux migrateurs, hivernants et sédentaires) qui constituent un important lieu de halte ou de passage pour les oiseaux migrateurs. Le parc est ainsi un site répertorié Z.N.I.E.F.F. (Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique) de Type II, et est inclus au sein d'un vaste site répertorié Z.N.I.E.F.F. de type I. Une partie, couvrant 73 hectares, est classée Réserve Naturelle Volontaire depuis le 17 novembre 1995.

#### VI.1.5. Recherche documentaire

Les données rassemblées dans cette partie correspondent à celles également développées pour l'US EPA et pour le CEAEQ. Le plan des paragraphes suivants est donc conservé pour que le



lecteur puisse concevoir le déroulement de l'ERE UK mais les informations sont limitées au minimum.

#### VI.1.5.1. Données historiques

Jusqu'en 2003, une usine métallurgique était en activité sur le site d'étude avant qu'il ne fasse l'objet d'une réhabilitation. Cette usine de 30 ha a débuté son activité en 1894. Ses activités ont été nombreuses (BASIAS, 2010). Actuellement, le site d'étude (représentant la zone d'influence de la pollution) est constitué de plantations, conformément au PIG, interdisant les cultures dans la zone de contamination.

D'après la fiche d'information BASOL (BASIAS, 2010), plusieurs études ont été menées dont une évaluation détaillée des risques (EDR) pour la santé imposée à l'exploitant par arrêté du 09/07/2001.

#### VI.1.5.2. Sources potentielles de pollution : comportement et voies de transfert

Initialement, la source de contamination était l'usine. Depuis sa fermeture et la revégétalisation de son crassier interne, les émissions atmosphériques ont très fortement diminué. Il existe sur le site une pollution historique des sols autour de l'ancienne usine par du plomb, du cadmium et du zinc, principalement.

Sur la base de leurs propriétés physico-chimiques intrinsèques, ces éléments sont peu mobiles dans les sols. Ainsi, les ETM déposés à la surface des sols migrent peu en profondeur et restent confinés dans les couches superficielles du sol (sauf pour le zinc), ce qui est confirmé par de nombreuses études réalisées sur des colonnes de sols du secteur (Sterckemman, 2002 ; Douay, 2002, 2007). En moyenne, les 40 premiers centimètres du sol sont donc contaminés. De plus, les remblais partiels de terres provenant des secteurs proches de l'usine peuvent être à l'origine de tâches de pollution (BASIAS, 2010). Cette pollution des sols par les ETM constituera la source principale de contamination pour cette étude.

Généralement, lorsque l'on recherche des micropolluants minéraux dans le milieu et dans les rejets, ce sont l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc qui sont analysés. Ce sont, en effet, les 8 métaux identifiés dans la circulaire n° 90-55 du 18 mai 1990. L'analyse de la source de stress décrit par chacun de ces agents de stress, la

source de contamination et ses mécanismes de transport et de transformation dans les différents compartiments environnementaux.

Sur la base de ces informations bibliographiques, nous avons résumé le modèle « source - vecteur - récepteur écologique » pour le site A comme suit :

**Tableau 75 : Modèle source – vecteur – récepteur écologique du site A**

Sources	Voies de transfert	Voies de transfert	Récepteurs écologiques
<i>Primaire</i> : ETM déposés sur les sols,  <i>Secondaire</i> : aucune.	ETM liés à la fraction solide du sol : accumulation dans les sols,	Sols contaminés,	Les 4 stations du site d'intérêt scientifique spécial.
	ETM dans la solution du sol et bioaccumulation,	Chaîne alimentaire.	
	Bioamplification.		

Les stations d'études sont d'anciennes parcelles agricoles mais de part le fait qu'elles aient été plantées depuis au moins 7 ans pour la plus récente, les apports en fertilisant et/ou les traitements par pesticides ne seront pas considérés comme une source de contaminations supplémentaires.

#### VI.1.5.3. Les entités cibles

Afin de caractériser l'écosystème et les cibles potentielles, les informations qui vont être utilisées sont celles obtenues lors de la visite de terrain.

Notre approche étant l'évaluation des risques écologiques, l'objectif principal est la protection de la diversité biologique sur ce site (ERA1, 2009). Sont retenus ici, les groupes biologiques présents dans les limites spatiales de l'étude et jugés les plus exposés à une pollution des sols. Il s'agit donc des espèces en contact direct avec le sol et ses contaminants tels que la flore vasculaire, les champignons, les invertébrés du sol ainsi que la mammalofaune, mais aussi en contact indirect (via la chaîne alimentaire) avec les contaminants telle que la faune aviaire.

##### *a. La flore vasculaire*

La flore vasculaire est en contact racinaire permanent avec le milieu et les contaminants qu'il contient et peut absorber ou adsorber les polluants au niveau de ses racines. De plus, il est

possible que des dépôts de contaminants se forment sur ses parties aériennes. Elle est aussi sensible à la bioaccumulation.

La flore pouvant être prise en compte peut être arborée, herbacée ou encore arbustive. Elle représente les producteurs primaires, base de la chaîne alimentaire. C'est une source de nourriture, un lieu de reproduction et un refuge (avifaune). Elle permet de stabiliser l'usage du sol et d'améliorer la qualité paysagère.

#### *b. Les champignons*

La fonge n'est pas mentionnée dans le guide de l'ERA U.K., néanmoins, nous avons remarqué la présence de champignons lors de la visite du site. Ils seront donc étudiés car ils sont également en contact permanent avec le milieu contaminé. Ils peuvent absorber ou adsorber des substances toxiques et peuvent les bioaccumuler. Ils représentent les décomposeurs de par leur activité biologique et permettent le maintien de la strate arborée, donc de l'écosystème forestier. Ils sont responsables du bon fonctionnement du sol (ressources minérales et organiques).

#### *c. Les invertébrés*

Parmi les invertébrés, nous avons étudié les invertébrés du sol. En effet, nous estimons que l'entomofaune épigée (insectes ayant une vie aérienne au stade adulte du développement, comme les papillons ou les coccinelles) ne constitue pas un groupe biologique à risque en raison de sa faible exposition aux contaminants du site A. Les invertébrés du sol sont en contact direct permanent avec le sol. Ils ont une activité biologique importante dans le sol (décomposition fonctionnement et structure du sol).

#### *d. La mammalofaune*

La mammalofaune est également en contact direct permanent avec le sol (terriers, déplacements). De plus, elle consomme les ressources végétales, fongiques ou encore animales contaminées. Composée d'herbivores, de fongivores, d'omnivores et de prédateurs, elle permet une diversité et un équilibre de la chaîne trophique et de l'écosystème forestier.

e. L'avifaune

L'avifaune est à étudier en raison des liens présents au niveau des chaînes alimentaires. Composée d'herbivores, de fongivores, d'omnivores et de prédateurs, elle permet une diversité et un équilibre de la chaîne trophique et de l'écosystème forestier.

VI.1.5.4. Voies d'exposition

Les voies d'exposition possibles des entités cibles aux ETM du sol sont listées dans le tableau 76.

**Tableau 76 : Voies d'exposition possibles des entités cibles aux ETM du sol**

Compartiment	Voie d'exposition	Commentaires
Sol	Contact dermique	Une exposition significative par contact dermique peut être limitée aux contaminants organiques lipophiles donc capables de traverser la barrière épidermique.
	Contact racinaire	Contaminants présents dans les sols et biodisponibles pour les végétaux peuvent être absorbés par le système racinaire
	Dépôt sur surface foliaire	Exposition des végétaux aux contaminants présents dans les sols par dépôt des particules (éclaboussures de pluie) sur feuilles
	Ingestion	Ingestion non volontaire de sol contaminé par recherche de nourriture dans le sol.
Chaîne alimentaire	Ingestion	Les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires (prédateurs), pas nécessairement en contact direct avec les agents de stress, peuvent être exposés par la consommation de ressources alimentaires contaminées.
Atmosphère	Dépôt sur surface foliaire	Exposition des végétaux aux contaminants présents dans les sols par dépôt des particules (envol de poussières) sur feuilles
	Inhalation	Exposition aux particules de sol contaminé importante en particulier pour les animaux vivant sur le site en raison de l'envol de poussières sous l'effet du vent ou lors de construction de refuge dans le sol (renardière, terrier de lapin...).

Nous pouvons désormais établir les liens potentiels entre la source de pollution, les récepteurs écologiques et les voies d'exposition :

**Tableau 77 : Voies d'exposition pertinentes aux ETM pour les différents groupes de récepteur**

Récepteur	Milieux d'exposition et voies d'exposition					
	Sol			Chaîne alimentaire	Atmosphère	
	Contact dermique	Contact racinaire	Ingestion	Ingestion	Dépôt surface foliaire	Inhalation
Flore vasculaire		X			X	

Fonge		X (mycélium)			X (chapeau)	
Invertébrés du sol	X		X			X (gaz du sol)
Mammifères herbivores omnivores fongivores	X		X	X		X
Mammifères prédateurs				X		X
Oiseaux herbivores omnivores fongivores	X		X	X		
oiseaux prédateurs				X		

#### VI.1.6. Modèle conceptuel initial

Le modèle conceptuel doit schématiser et décrire les liens possibles entre le déplacement de l'agent stressant dans l'écosystème et les réponses attendues des récepteurs. Il doit être le plus exhaustif possible car il est le support de la suite de l'évaluation et influe sur sa pertinence (ERA2a, 2009).

Le schéma conceptuel initial est

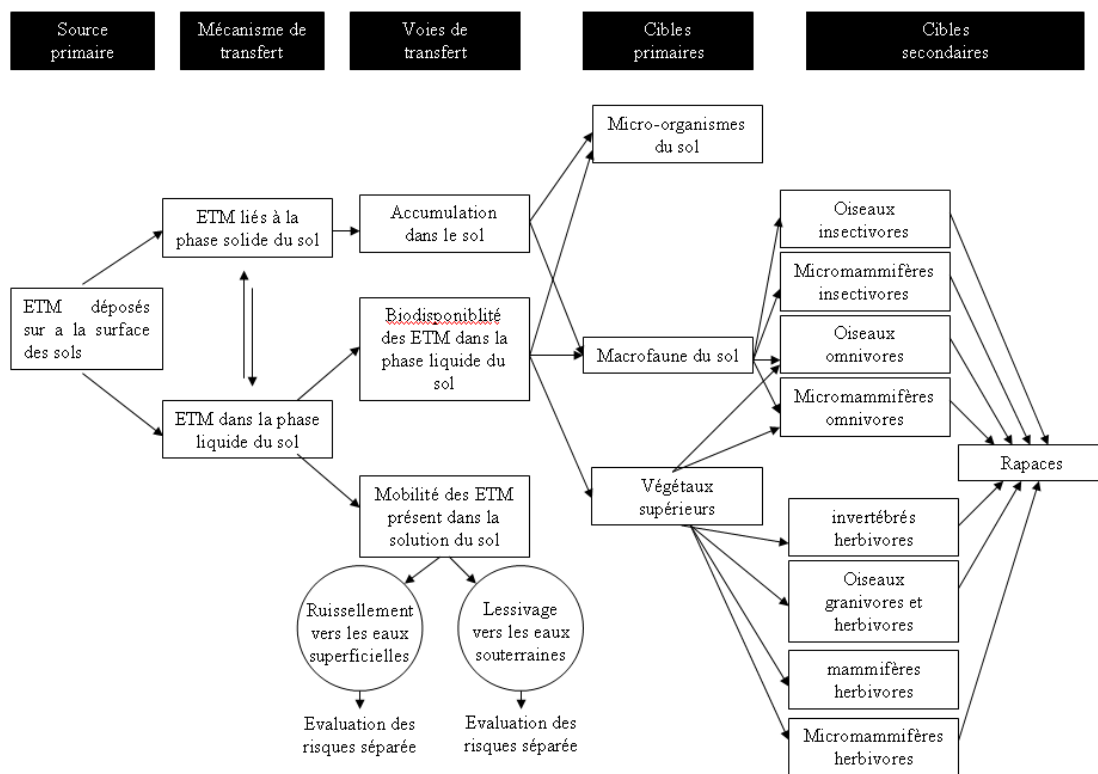
- une synthèse des données existantes,
- un élément essentiel dans la détermination de la stratégie d'investigation,
- utilisé pour évaluer les données manquantes à l'ERE,
- un outil de simplification d'une problématique de site complexe.

Nous avons identifié un premier lien entre source, vecteur et récepteur pour le site A. Pour toutes les stations la source principale est le sol sur lequel les ETM se sont déposés et le récepteur écologique est la biocénose présente sur la station et dont la composante principale est une plantation.

La figure 12 représente le schéma conceptuel initial du site A. La réalisation de ce schéma est basée sur les données bibliographiques disponibles sur le site et la visite préliminaire. Il permet de visualiser le transfert des ETM au sein de l'écosystème par l'intermédiaire de flèches. Ce schéma conceptuel met donc en évidence les milieux et voies de transfert depuis

la source ainsi que les cibles primaires, directement exposées aux agents de stress. Les cibles secondaires sont également schématisées. Elles correspondent aux cibles, non exposées directement aux ETM mais pour lesquelles les ETM peuvent induire un effet par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. Ainsi, pour ces cibles secondaires, le phénomène de bioamplification au sein de la chaîne alimentaire devra être pris en compte. Les cibles sont déterminées en fonction de grands groupes auxquels elles appartiennent.

La source primaire a été identifiée comme les ETM déposés sur les sols des stations d'études. Lors de ce dépôt une partie des ETM en fonction de leur spéciation se lie à la phase solide du sol ce qui contribue à leur accumulation dans les horizons superficiels du sol. Une autre fraction de ces ETM se retrouve dans la phase liquide du sol sous forme particulaire, sous forme libre ou encore solubilisée. Présents dans la solution du sol, les ETM sont alors biodisponibles pour les plantes, la macrofaune du sol et les différents groupes composant les micro-organismes du sol. Notons qu'il existe un équilibre dans les sols entre les éléments de la phase solide et les éléments présents dans la solution du sol. Ces deux mécanismes de transfert des ETM dans les sols ne sont donc pas indépendants. Par conséquent, les voies de transferts principales sur ces stations sont les sols contaminés et la chaîne alimentaire. Les plantes et les animaux concernés sont les cibles de l'évaluation des risques pour les écosystèmes. En plus de ces cibles primaires, des cibles secondaires peuvent être identifiées. Les cibles secondaires se nourrissent des cibles primaires. Ces cibles secondaires comprennent les herbivores (invertébrés, oiseaux et mammifères) qui se nourrissent des végétaux supérieurs ayant bioaccumulé la fraction phytodisponible des ETM du sol. Elles incluent également les mammifères insectivores, les mammifères omnivores, les oiseaux insectivores et les oiseaux omnivores consommant la macrofaune potentiellement contaminée du sol. Les micromammifères peuvent être consommés par les oiseaux et mammifères omnivores.



**Figure 9 :** Modèle conceptuel initial

L'un des objectifs du CMS est de mettre en évidence les données manquantes afin de commencer à appréhender les investigations à mettre en place. Ainsi, les éléments à investiguer sont les suivants :

- Etant la source, il est nécessaire de caractériser les sols de chaque station, conformément au principe de spécificité appliqué dans le cadre des évaluations des risques. Ainsi, une caractérisation des concentrations en ETM devra être mise en place ainsi qu'une caractérisation agronomique des sols. En effet, la nature pédologique des sols de surface joue sur la mobilité des ETM dans les sols.
- Les données bibliographiques concernant les cibles présentes sur les stations étant parcelles, il est nécessaire de mettre en place des suivis écologiques permettant de valider ou d'invalider les groupes fonctionnels mis en évidence dans le CSM. Ces inventaires permettront également de répertorier les espèces présentes et ainsi de définir les représentants de chacun de ces groupes. La connaissance des représentants de chaque groupe permettra également de définir le cadre spatio-temporel de l'ERE. En effet, pour les cibles présentes, il est nécessaire de spécifier si elles sont exposées

pendant tout ou partie de leur vie. Il est également indispensable de superposer leur aire de vie et le récepteur écologique auquel elles appartiennent. La finalité de ces informations est de ne pas surestimer le risque pour les espèces qui ne fréquentent pas uniquement le site contaminé et les espèces qui ne fréquentent pas le site toutes leur vie.

## **VI.1.7. Critères d'effet et paramètres de mesure**

### VI.1.7.1. Hypothèses de perturbation de l'écosystème

Avant de définir les critères d'effets et paramètres de mesure, il est nécessaire de déterminer les hypothèses de perturbation de l'écosystème. Ces hypothèses décrivent les impacts potentiels de la contamination. Elles doivent reposer sur quatre éléments descriptifs qui sont :

- L'agent stressant,
- Le récepteur,
- Les réponses écotoxicologiques et écologiques appréhendées,
- Les limites spatiales de l'étude.

Pour toutes les hypothèses, les agents de stress considérés sont les ETM présents dans les premiers centimètres du sol du site A. Elles sont présentées par récepteur dans les paragraphes suivants.

#### *a. Hypothèse concernant la flore*

La flore vasculaire étant immobile, le périmètre d'étude concerne les stations du site A.

1. La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
2. Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.
3. La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.

#### *b. Hypothèse concernant la fonge*

Comme pour la flore, le périmètre d'étude de la fonge concerne uniquement les stations du site A.



4. La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
5. Ces effets peuvent entraîner une modification de l'habitat forestier notamment s'ils entraînent une perturbation de la relation symbiotique entre les champignons mycorrhiziques et les arbres.
6. La contamination du sol peut provoquer une perturbation de l'activité de décomposition de la matière organique en matière minérale, une perturbation des ressources et de la chaîne alimentaire.
7. En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire (Kalac, 2009).

*c. Hypothèse concernant les invertébrés du sol*

Etant donné leur mobilité sur de faibles distances, l'aire d'étude des invertébrés du sol concerne les stations du site A.

8. La contamination du sol peut engendrer des effets néfastes sur la survie et la reproduction des invertébrés.
9. Les effets des contaminants peuvent entraîner une modification de l'activité biologique du sol. En effet, les invertébrés jouent un rôle fondamental dans la transformation de la matière organique et ont également une action mécanique sur le sol. Ils influent sur les propriétés du sol ainsi que sur la disponibilité des ressources pour d'autres organismes tel que les micro-organismes et les plantes (LAVELLE *et al.*, 2006). Cette perturbation est susceptible de modifier la ressource immédiate disponible pour la flore et d'entraîner des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème.
10. L'accumulation des ETM chez les invertébrés peut se transférer dans la chaîne alimentaire.

*d. Hypothèse concernant les mammifères*

Les mammifères sont inféodés à une aire géographique susceptible de correspondre à l'aire d'étude.

11. Les mammifères peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, terriers, etc.) et par ingestion

de nourriture contaminée. Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.

12. La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

*e. Hypothèse concernant les oiseaux*

La mobilité des oiseaux les amène à ne pas être présents en permanence sur les stations du site A. L'aire d'étude concerne aussi les alentours des stations, qui présentent eux aussi, une pollution aux ETM dans les premiers centimètres du sol.

13. Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Ils sont, par conséquent, susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.
14. La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).

VI.1.7.2. Critères d'effets et paramètres de mesure

La définition des critères de l'évaluation a pour but de déterminer les moyens techniques et scientifiques nécessaires pour vérifier les hypothèses de perturbation potentielle issues du modèle conceptuel. Un paramètre de mesure sert à décrire quantitativement le critère d'effet. Les tableaux de l'ensemble « hypothèses / critères d'effets / paramètres de mesure » sont disponibles ci-dessous :

Hypothèse	Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>FLORE</b>		

1	La contamination du sol en contact racinaire direct avec la flore peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction de la flore	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Tests d'écotoxicité - Caractérisation du mode de reproduction des espèces - Caractérisation du mode de dissémination des diaspores
2	Ces effets engendrés sur la flore peuvent entraîner une modification des habitats disponibles ainsi qu'une perturbation des ressources alimentaires disponibles.	Modification des habitats Perturbation de la ressource alimentaire primaire	- Diversité des strates - Test d'élongation racinaire - Diversité et abondance de la flore vasculaire
3	La contamination du sol peut se bioaccumuler dans les végétaux et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination chez les végétaux et transfert de la contamination dans la chaîne alimentaire	- Mesure de bioaccumulation

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>FONGE</b>			
4	La contamination du sol en contact direct avec le mycélium de la fonge peut entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement Diminution de la survie et de la reproduction de la fonge	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Tests d'écotoxicité - Caractérisation des types trophiques
5	Ces effets sur leur survie et leur rôle peuvent entraîner une modification des habitats disponibles en raison de la symbiose entre les champignons mycorhiziens et les racines des arbres.	Modification des habitats	- Diversité et abondance de la fonge
6	La contamination du sol peut-entraîner une perturbation de leur rôle de décomposeur de la matière organique et entraîner une perturbation des ressources alimentaires disponibles.	Toxicité pour la fonge et perturbation des ressources alimentaires	- Diversité et abondance de la fonge
7	En raison du caractère fortement bioaccumulateur de la fonge, la contamination du sol peut s'y accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination dans les champignons et transfert dans la chaîne alimentaire	- Mesure de bioaccumulation

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>INVERTEBRES DU SOL</b>			

8	La contamination du sol où vivent les invertébrés peuvent entraîner des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement  Diminution de la survie ou de la reproduction des invertébrés du sol	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Tests d'écotoxicité
9	Les effets des contaminants sur les invertébrés peuvent donc entraîner une modification de ces rôles dans l'écosystème et entraîner des conséquences sur la flore et les champignons.	Modification des rôles des invertébrés due à la diminution de la survie ou de la reproduction et conséquence pour la flore et la fonge	- Diversité (inventaire des espèces) - Abondance
10	La contamination du sol touchant les invertébrés peut s'accumuler et se transférer dans la chaîne alimentaire.	Accumulation de la contamination chez les invertébrés et transfert à la chaîne alimentaire	- Bioaccumulation dans les vers de terre

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>MAMMIFERES</b>			
11	La contamination du sol peut toucher les mammifères ingérant ou inhalant de petites quantités de sol (nourriture au contact du sol, nettoyage du pelage, etc.).	Exposition au sol contaminé par ingestion ou inhalation	- Caractérisation de l'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation
12	La contamination du sol touchant les mammifères peut s'accumuler et se transfère dans la chaîne alimentaire. Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).	Accumulation de la contamination chez les mammifères et transfert dans la chaîne alimentaire.  Perturbation de l'écosystème	- Diversité et abondance des invertébrés - Diversité et abondance de la flore vasculaire - Concentration en ETM de la source d'alimentation

Hypothèse		Critères d'effets	Paramètres de mesure
<b>OISEAUX</b>			
13	Les oiseaux peuvent être exposés à la contamination par inhalation et ingestion de sol (nourriture au contact du sol, graines, etc.). Ils sont par conséquent susceptibles de voir apparaître des effets néfastes sur leur développement, leur survie et leur reproduction.	Influence sur le développement  Diminution de la survie et de la reproduction	- Diversité (inventaire des espèces) - Contamination du sol - Caractérisation du lieu d'habitat - Caractérisation du substrat d'alimentation

14	<p>La consommation de ressources contaminées peut atteindre la faune aviaire puis se propager dans la chaîne alimentaire.</p> <p>Si cette contamination vient à toucher les prédateurs, cela peut entraîner une perturbation de l'équilibre de l'écosystème (influence sur la régulation des espèces).</p>	<p>Accumulation de la contamination et transfert de la contamination</p> <p>Perturbation de l'écosystème</p>	<p>- Diversité et abondance des invertébrés</p> <p>- Diversité et abondance de la flore vasculaire</p> <p>- Concentration en ETM de la source d'alimentation</p>
----	--	--	--

**Tableau 78** : Hypothèses, critères d'effets et paramètres de mesure

### **VI.1.8. Analyse des incertitudes**

De la sélection des agents de stress à la rédaction des hypothèses d'impact de ces derniers sur les entités écologiques cibles, quelques incertitudes ont influencé la prise de décision.

Concernant les agents de stress sélectionnés, seuls les ETM sont pris en compte, malgré l'origine agricole des parcelles étudiées. Cependant, les fortes concentrations en ETM et les données historiques du site laissent à supposer que ces derniers sont les seuls agents de stress susceptibles de causer un impact sur les écosystèmes.

Un écosystème incomplet, non représentatif des effets, peut être observé à la suite de l'élimination de certains groupes biologiques (insectes volants) considérés comme non exposés à la contamination en ETM des sols ou des relations inter-espèces (compétitivité, chaîne alimentaire) simplifiées.

En ce qui concerne les voies de transfert, les données permettant la prise en compte de l'inhalation de poussières contaminées par les mammifères et les oiseaux fréquentant les stations d'études ne sont, à ce jour, pas disponibles.

Dans notre cas d'étude, aucune autre relation n'est considérée en dehors des relations trophiques.

### **VI.2. ANALYSE CHIMIQUE DU SITE ET POTENTIALITE DE RISQUE (NIVEAU 1)**

Dans cette partie, nous sélectionnerons les polluants présentant un risque et qui seront retenus pour la suite de l'étude. En effet, les concentrations en ETM mesurées dans les sols du site A seront comparées à des valeurs seuils, proposées par l'Environment Agency, pour calculer un quotient de risque.

Dans le niveau précédent, les polluants ont été identifiés lors de l'étude documentaire. Dans un premier temps, nous analyserons les caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sols prélevés sur les cinq stations (concentration en polluant, pH, pourcentage de carbone

organique dans le sol, pourcentage d'argile dans le sol et pouvoir d'échange de cations du sol), puis nous vérifierons la disponibilité des valeurs seuils de chaque polluant. Enfin, les concentrations mesurées dans les sols du site A seront comparées aux valeurs seuils. La décision de poursuivre l'évaluation des risques écologiques pour chaque agent de stress (passage au niveau 2) sera prise lorsque les concentrations mesurées sur le terrain sont supérieures aux valeurs seuils. À noter que les paramètres physico-chimiques du sol seront pris en compte dans le processus de décision.

### **VI.2.1. Plan de prélèvement, échantillonnage et analyse physico-chimique des sols**

Les paragraphes suivants ont été décrits lors de l'ERE US EPA, ils sont donc fortement résumés dans les paragraphes suivants.

#### VI.2.1.1. Plan de prélèvement et échantillonnage

Afin de connaître précisément les concentrations et la localisation des polluants sur les quatre parcelles d'étude du site A et sur la parcelle témoin, un plan de prélèvements et d'analyses a été mis en place.

Ainsi, dans le but d'appréhender les teneurs et la répartition spatiale de la contamination en ETM des sols, quatre sondages de sol ont été réalisés à la tarière manuelle sur chacune des stations (octobre 2008). Les sondages ont été effectués selon un transect correspondant à la diagonale de la station suivant la direction des vents dominants vers le moins exposé. La profondeur du sondage a été fixée à 1,20 m, profondeur contenant la quasi-totalité du mas racinaire, bien que les métaux aient plutôt tendance à s'accumuler dans les horizons

Les trois métaux ayant été émis par l'ancienne usine, à savoir le plomb, le zinc et le cadmium, et les cinq autres métaux décrits précédemment ont été recherchés et dosés. Des dosages, obtenus après extraction au  $\text{CaCl}_2$   $0,01\text{mol.L}^{-1}$  et lecture ICP-MS, ont aussi été réalisés de manière à estimer la fraction facilement extractible et susceptible d'être transférée au sein de la biocénose pour le plomb, le zinc et le cadmium.

Sur chaque station d'étude, un échantillon de sol moyen (confectionné à partir de quatre prélèvements de surface) a été prélevé puis séché à l'air ambiant et passé au travers d'un tamis de 2 mm. Ainsi préparés, les échantillons ont été conditionnés et confiés à un laboratoire d'analyse des sols agréé (laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras) afin d'être analysés.

Les paramètres physico-chimiques ont été analysés selon les méthodes préconisées par l'AFNOR (1994).

#### VI.2.1.2. Propriétés physico-chimiques des sols

Dans le cadre de l'étude, il était nécessaire d'analyser les caractéristiques granulométriques des sols du site A et de la station témoin. Les résultats mettent en évidence que ces sols présentent une texture plutôt limoneuse et argileuse.

Dans le cadre de notre étude, nous avons également analysé les caractéristiques agronomiques des sols du site A et de la station témoin. Très complémentaires des paramètres granulométriques, ces paramètres influencent la mobilité des ETM dans les sols. Le pH du sol est un facteur prépondérant dans le comportement des métaux car il contrôle les processus de précipitation, d'adsorption et de complexation des métaux. François (2004) a montré, sur des sols de notre secteur d'étude, que le pH du sol influençait le plus fortement l'extractabilité du Cd, Pb, et Zn que la texture. De manière générale, la solubilité des cations ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) diminue lorsque le pH augmente. En ce qui concerne nos parcelles d'étude, le pH est peu variable et se situe aux alentours de 8, soit légèrement alcalin.

Les matières organiques, et plus spécialement les matières organiques dissoutes, présentent une forte capacité à fixer les métaux lourds. Cette capacité varie en fonction de la concentration de l'ion considéré et du pH. En effet, les pH élevés favorisent la fixation des ions métalliques. La fixation est aussi fonction de la compétition induite par la présence d'autres ions comme le  $\text{Ca}^{2+}$  ou le  $\text{Mg}^{2+}$ .

Sur nos parcelles d'étude, les teneurs de matière organique sont faibles sur AT2 et A3, modérées sur A4 et élevées ou modérément élevées sur A1 et A2. Ces parcelles étant les plus contaminées, un dysfonctionnement du cycle de la dégradation de la matière organique est évoqué par plusieurs auteurs (Grêles, 1998), soulignant l'importance de la macrofaune des sols contaminés. Ce phénomène semble, de plus, autoalimenté par le fait que la matière organique est susceptible de piéger les métaux responsables de cette toxicité.

#### VI.2.1.3. Teneurs totales en ETM des sols

La contamination est principalement concentrée dans les vingt premiers centimètres du sol. Au-delà de cette profondeur, toutes les teneurs moyennes en ETM ont tendance à décroître sur chacune des stations d'étude. Nous pouvons remarquer que les concentrations moyennes

en ETM de la station témoin sont nettement inférieures à celles des stations du site A, sauf pour le chrome et le nickel.

À l'exception du chrome et du nickel, les teneurs moyennes en ETM des sols de surface les plus importantes sont observées au niveau de la station A1 et les plus faibles au niveau de la station A4, ce qui est cohérent avec l'orientation et la distance des stations d'étude par rapport à l'ancienne usine métallurgique et confirme l'origine de la contamination des sols par le dépôt de poussières émises par l'usine lors de sa période d'activité.

Les teneurs moyennes des sols (horizon 0) en ETM, calculées à partir des mesures effectuées sur le site, sont répertoriées dans le tableau 79.

**Tableau 79: Teneurs moyennes en ETM des sols du site A et de la station témoin (mg.kg<sup>-1</sup>)**

Station	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
<b>A1</b>	1397 ± 873,94	1522 ± 187,31	23,28 ± 18,76	34,5 ± 15,37	40,83 ± 23,05	20,5 ± 1,73	1,37 ± 0,93	10,88 ± 0,61
<b>A2</b>	497,5 ± 76,32	517,5 ± 59,09	9,08 ± 1,39	15,5 ± 1,73	30,5 ± 2,89	31 ± 7,79	0,42 ± 0,06	22,25 ± 3,86
<b>A3</b>	347,5 ± 201,72	700 ± 96,26	9,88 ± 2,31	13 ± 2,16	22,5 ± 2,65	21,5 ± 3,11	0,37 ± 0,08	10,73 ± 0,55
<b>A4</b>	327,25 ± 26,3	412,5 ± 32,02	6,18 ± 0,56	12,75 ± 1,26	23 ± 2,83	23 ± 4,55	0,33 ± 0,05	25,25 ± 5,85
<b>Témoin</b>	46,25 ± 8,9	79,25 ± 6,7	0,27 ± 0,04	7,78 ± 1,1	13,75 ± 3,1	30,25 ± 5,25	0,11 ± 0,03	21 ± 3,37

Le tableau 80 résume les teneurs moyennes des sols en ETM, extraites par le CaCl<sub>2</sub>, calculées à partir des mesures effectuées sur les quatre points de prélèvements. De manière générale, la fraction extraite est extrêmement faible (concentrations en µg.kg<sup>-1</sup>, à la différence des teneurs totales en mg.kg<sup>-1</sup>). Comme largement relayé par la littérature scientifique, nous constatons que le cadmium se révèle comme étant plus extrait que le zinc et que le plomb.

**Tableau 80: Teneurs moyennes des sols en ETM extraites par le CaCl<sub>2</sub> (en µg.kg<sup>-1</sup>)**

Station	Pb	Zn	Cd
<b>A1</b>	219,43 ± 162,66	2531,75 ± 3231,98	401,63 ± 419,28
<b>A2</b>	27,48 ± 9,39	478,50 ± 94,80	6,60 ± 5,55
<b>A3</b>	63,48 ± 21,30	2517,50 ± 1183,25	363,75 ± 103,59
<b>A4</b>	26,48 ± 3,06	357,75 ± 96,88	65,48 ± 8,90
<b>Témoin</b>	25,34 ± 37,04	644,48 ± 903,94	28,68 ± 28,53



## VI.2.2. Recherche de valeurs seuil de toxicité applicables à la méthode (SSV)

Les Soil Screening Values (SSVs) sont, pour les substances chimiques, les concentrations dans les sols en dessous desquelles le risque d'apparition d'effets indésirables pour l'écosystème (oiseaux, mammalofaune, plantes, invertébrés du sol et microorganismes du sol) est considéré comme acceptable (Environment Agency, 2008).

Dans son guide d'ERE publié en 2008, l'Environment Agency propose des valeurs seuil pour les huit ETM étudiés sur le site A (ERA2b, 2008). Le tableau 81 récapitule les SSVs proposées.

**Tableau 81: SSVs proposées par l'Environment Agency**

Substance	Pb	Zn	Cd	As <sup>1</sup>	Cu	Cr	Hg	Ni
<b>SSV proposée (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	167,9	90,1 (72,5)*	1,15 (0,09 <sup>†</sup> )	0,04	88,4 (57,8)*	21,1	0,06	25,1 (20,3)*
<sup>1</sup> Valable uniquement pour la différence entre les concentrations mesurées et le fond pédogéochimique								
<sup>†</sup> Valeur entre parenthèse à utiliser en cas de transfert dans la chaîne alimentaire (basée sur des seuils rénaux de mammifères terrestres).								
* La SSV est insuffisamment protectrice pour certains sols et devrait être ajustée aux conditions spécifiques du sol. La valeur entre parenthèse est spécifique d'un sol sableux à pH 6,5, contenant 2% de matière organique et 10% d'argile.								

Les sols étudiés étant plutôt argileux et riches en matières organiques, nous utiliserons la valeur de base proposée par l'Environment Agency pour le zinc (90,1 mg.kg<sup>-1</sup>/kg), le cuivre (88,4 mg.kg<sup>-1</sup>/kg) et le nickel (25,1 mg.kg<sup>-1</sup>/kg). Pour le cadmium, la seconde valeur (0,09 mg.kg<sup>-1</sup>/kg) sera utilisée car la méthode prend en compte les transferts dans la chaîne alimentaire. Enfin, la SSV utilisée pour l'arsenic (0,04 mg.kg<sup>-1</sup>/kg) sera comparée à la différence entre les concentrations mesurées et le fond pédogéochimique.

Le tableau 82 récapitule les SSVs utilisées pour l'élimination des sources de stress présentant un risque acceptable.

**Tableau 82 : SSVs utilisées pour l'étude**

Substance	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
<b>SSV (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	167,9	90,1	0,09	0,04	88,4	21,1	0,06	25,1

### **VI.2.3. Elimination des sources de stress représentant un risque acceptable**

Cette étape est l'une des plus délicates de la méthode, car nous allons déterminer les agents de stress pour lesquels l'évaluation des risques écologiques ne sera pas poursuivie, par le biais d'une discussion sur la potentialité de risque qu'ils représentent.

#### VI.2.3.1. Eléments de décision

Voici les éléments de décision qui nous ont permis de choisir les agents de stress à conserver :

- les propriétés physico-chimiques du sol peuvent modifier le comportement et la biodisponibilité du polluant. Il est nécessaire de vérifier la fraction biodisponible de chaque substance étudiée pour l'ensemble des entités cibles du site ;
- il se peut que les SSVs ne soient pas appropriées. En effet, si la valeur du fond pédogéochimique est supérieure à la concentration proposée par le guide, la SSV ne peut pas être utilisée pour indiquer la potentialité du risque. La valeur du fond pédogéochimique remplace alors la SSV pour la comparaison aux concentrations mesurées.

Le quotient de risque représentant le rapport « concentration mesurée / SSV (ou fond pédogéochimique) » est calculé. Si ce quotient est inférieur à 1, la substance ne sera pas étudiée dans le niveau suivant car elle présente un risque acceptable selon la méthode. Si ce rapport est supérieur à 1, L'ERE sera menée à son terme dans les niveaux suivants.

#### VI.2.3.2. Conservation / élimination des agents de stress

Les caractéristiques du sol telles que la granulométrie, le pH, la teneur en matière organique et la capacité d'échange cationique du sol du site font que la mobilité des métaux et leur biodisponibilité sont peu importantes. La contamination est donc plus susceptible de s'accumuler dans les sols de surface.

La méthode préconise d'utiliser la fraction d'ETM extraite au  $\text{CaCl}_2$  (fraction représentative de la fraction biodisponible) pour cette partie. Cependant, si nous comparons cette fraction avec les SSVs, nous nous apercevons rapidement que l'évaluation des risques pour l'écosystème ne devrait pas être poursuivie. En effet, la fraction d'ETM biodisponible du site A est de l'ordre du  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de sol alors que les valeurs des SSVs sont de l'ordre du  $\text{mg.kg}^{-1}$  de sol. Malgré cela, pour pouvoir mener l'ERE à son terme, nous avons appliqué le principe de précaution et choisi d'utiliser les concentrations totales moyennes en ETM.

Lors de la comparaison des SSVs au fond pédogéochimique du site A et de la station témoin, nous observons que les valeurs proposées par le guide sont supérieures au fond pédogéochimique pour la moitié des métaux étudiés (plomb, zinc, cuivre et nickel). Néanmoins, ceci ne concerne pas le cadmium, l'arsenic, le chrome et le mercure, dont les valeurs du fond pédogéochimique dépassent celles des SSVs. Pour ces derniers, les valeurs du guide ne peuvent donc pas être utilisées pour évaluer la potentialité du risque écologique. Elles seront remplacées par les valeurs du fond pédogéochimique. À noter :

- la concentration en arsenic du fond pédogéochimique (qui remplace la SSV) sera, non plus comparée à la différence entre les concentrations mesurées et le fond pédogéochimique (cette méthode ne peut plus être appliquée), mais comparée à la concentration moyenne comme pour les autres agents de stress ;:
- le fond pédogéochimique est en relation avec le matériel parental. Il est donc adapté aux stations d'études (Tableau 83).

**Tableau 83: Correspondances entre la formation géologique des stations et le matériel parental du référentiel pédogéochimique du Nord Pas de calais (Sterckeman *et al*, 2002)**

Station	Formation géologique	Matériel parental
<b>A1, A2, Témoin</b>	Alluvions modernes	Alluvions fluviales récentes des vallées (sous culture)
<b>A3</b>	Limons du Quaternaire recouvrant de l'argile d'Orchies (Yprésien)	Limons loessiques (sous culture)
<b>A4</b>	Landénien / Argile de Louvil	Argile du Tertiaire (sous culture)

Les concentrations moyennes mesurées en plomb et zinc sont largement supérieures aux SSVs proposées par le guide pour l'ensemble des stations (Tableau 83). Comparées au fond pédogéochimique, les concentrations moyennes mesurées en cadmium, arsenic et mercure sont plus élevées pour l'ensemble des stations. Sur la station A4, la concentration moyenne mesurée en nickel est aussi supérieure à la SSV. Ces agents de stress sont donc conservés pour la suite de l'étude (Tableau 83). En revanche, les concentrations moyennes mesurées en cuivre (pour l'ensemble des stations) et en nickel (pour les stations A1, A2 et A3) ne dépassent pas les valeurs des SSVs. Il en est de même pour le chrome, dont les valeurs du fond pédogéochimique sont supérieures aux concentrations moyennes mesurées sur

l'ensemble des stations. Ces agents de stress ne sont donc pas conservés pour la suite de l'étude (Tableau 84). En ce qui concerne la station témoin, les concentrations mesurées sont toujours inférieures aux valeurs de référence. Seule la concentration en arsenic ( $7,78 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) se rapproche de la moyenne du fond pédogéochimique ( $7,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ).

**Tableau 84 : Concentrations moyennes des sols en ETM comparées aux SSVs ou au fond pédogéochimique (en  $\text{mg.kg}^{-1}$ )**

Station	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
A1	<b>1397 ± 873,94</b>	<b>1522 ± 187,31</b>	<b>23,28 ± 18,76</b>	<b>34,5 ± 15,37</b>	40,83 ± 23,05	20,5 ± 1,73	<b>1,37 ± 0,93</b>	10,88 ± 0,61
A2	<b>497,5 ± 76,32</b>	<b>517,5 ± 59,09</b>	<b>9,08 ± 1,39</b>	<b>15,5 ± 1,73</b>	30,5 ± 2,89	31 ± 7,79	<b>0,42 ± 0,06</b>	22,25 ± 3,86
A3	<b>347,5 ± 201,72</b>	<b>700 ± 96,26</b>	<b>9,88 ± 2,31</b>	<b>13 ± 2,16</b>	22,5 ± 2,65	21,5 ± 3,11	<b>0,37 ± 0,08</b>	10,73 ± 0,55
A4	<b>327,25 ± 26,3</b>	<b>412,5 ± 32,02</b>	<b>6,18 ± 0,56</b>	<b>12,75 ± 1,26</b>	23 ± 2,83	23 ± 4,55	<b>0,33 ± 0,05</b>	<b>25,25 ± 5,85</b>
Témoin	46,25 ± 8,9	79,25 ± 6,7	0,27 ± 0,04	7,78 ± 1,1	13,75 ± 3,1	30,25 ± 5,25	0,11 ± 0,03	21 ± 3,37
SSV	167,9	90,1			88,4			25,1
FPGC A1 A2 Témoin			0,61	7,9		49,5	0,171	
FPGCA3			0,43	8,6		55,2	0,083	
FPGC A4			0,43	9,6		68,2	0,077	

NB: Les valeurs indiquées en **gras** sont les teneurs supérieures à la SSV ou au fond pédogéochimique

Les agents de stress conservés pour la suite de l'étude dans chaque station sont répertoriés dans le tableau 85.

**Tableau 85 : Quotients de risque (QR) attribué aux agents de stress pour chaque station du site A et la station témoin**

Station	Pb	Zn	Cd	As	Cu	Cr	Hg	Ni
A1	<b>8,32</b>	<b>16,89</b>	<b>38,16</b>	<b>4,37</b>	0,46	0,41	<b>8,01</b>	0,43

<b>A2</b>	<b>2,96</b>	<b>5,74</b>	<b>14,89</b>	<b>1,96</b>	0,35	0,63	<b>2,46</b>	0,89
<b>A3</b>	<b>2,07</b>	<b>7,77</b>	<b>20,65</b>	<b>1,51</b>	0,25	0,39	<b>4,46</b>	0,43
<b>A4</b>	<b>1,95</b>	<b>4,58</b>	<b>14,37</b>	<b>1,33</b>	0,26	0,34	<b>4,29</b>	<b>1,01</b>
<b>Témoïn</b>	0,28	0,88	0,44	0,98	0,16	0,61	0,64	0,84

#### **VI.2.4. Analyse des incertitudes**

Dans le niveau 1, les incertitudes concernent principalement la fiabilité des données, comme la concentration en ETM dans les sols, leur mobilité, leur biodisponibilité ou encore les SSVs.

Le plan de prélèvement, tout comme la stratégie d'échantillonnage sont des sources d'incertitudes concernant la représentativité des échantillons prélevés par rapport à la contamination réelle en ETM dans les sols. L'analyse des échantillons étant réalisée par un laboratoire agréé, les incertitudes concernant leur précision sont négligeables.

La méthode de dérivation des SSVs par l'Environment Agency peut aussi être considérée comme une source d'incertitudes. Ces valeurs ont été dérivées à partir de tests d'écotoxicité. Cependant, même lorsque les données pour les organismes du sol sont disponibles, quelques incertitudes sont néanmoins évoquées. En effet, le comportement d'une substance chimique lors de tests de toxicité ne reflète pas nécessairement son comportement en milieu naturel. Ceci est due aux différences de paramètres physiques et chimiques du sol et affecte donc la biodisponibilité. De plus, des facteurs d'incertitudes sont utilisés quand il y a présence d'incertitudes dans les données toxicologiques. C'est pour ces raisons que les SSVs sont des valeurs conservatrices (concentrations assez basses) pour éviter les faux négatifs. Les SSVs ne doivent pas être utilisées pour déterminer la présence d'un risque écologique lors d'une contamination de sol. Elles servent uniquement à indiquer la potentialité d'existence d'un risque.

Il a été choisi d'utiliser les concentrations totales moyennes en ETM pour calculer le quotient de risque, malgré les préconisations de l'Environment Agency pour l'utilisation de la fraction biodisponible. Le but était d'adopter le principe de précaution. Néanmoins, le problème des concentrations totales moyennes reste leur écart-type. En effet, les écarts-type calculés dans le chapitre 1 de cette partie sont importants. Cela peut amener à se poser la question de la représentativité du quotient de risque calculé. Cependant, ce quotient étant un indice de la

potentialité d'existence d'un risque, son influence lors de la prise de décision finale reste moindre.

La méthode permet d'éliminer rapidement et facilement certains agents de stress grâce aux SSVs. Cependant, l'additivité du risque n'est pas prise en compte. En effet, les concentrations en cuivre dans les sols du site A ne sont pas suffisantes pour obtenir un quotient de risque supérieur à 1. Cependant, il serait intéressant d'évaluer l'impact de cette faible concentration cumulée aux autres ETM présents dans les sols du site A.

### **VI.2.5. Revue du modèle conceptuel**

Le modèle conceptuel ne subit pas de changement à la suite de cette étape.

## **VI.3. IDENTIFICATION DES REPONSES ECOTOXICOLOGIQUES ET ECOLOGIQUES APPREHENDEES (NIVEAU 2)**

Le niveau 2 de l'évaluation des risques écologiques selon la méthode ERA U.K. cherche à établir la présence ou non d'une atteinte significative ou d'une probabilité d'atteinte significative. Une atteinte significative (ERA 2d) affecte la croissance, la reproduction et la mortalité de manière à ce que la survie d'une population, d'une communauté ou d'une espèce soit menacée. Il existe une probabilité d'atteinte significative (significant possibility of significant harm) lorsqu'un indicateur d'atteinte significative (population, communauté ou espèce) diffère statistiquement du témoin.

Dans cette partie, des tests écotoxicologiques (bioessais) seront utilisés pour évaluer l'impact des contaminants (retenus dans le niveau 1) sur des organismes représentatifs des entités cibles. Des inventaires écologiques seront intégrés à l'analyse et interprétés pour les cinq stations afin d'évaluer l'impact écologique de la pollution.

### **VI.3.1. Bioessais**

Afin de caractériser les dangers de la contamination des sites, nous avons réalisé plusieurs tests d'écotoxicité. Ceux-ci ont été sélectionnés selon différents critères (domaine d'application, normalisation, type de toxicité, temps de réponse, effet mesuré, nature de l'échantillon testé, organisme testé et stade de vie testé), pour être représentatifs de la biocénose étudiée et des caractéristiques d'exposition *in situ*.

Trois tests écotoxicologiques ont donc été réalisés pour l'étude. Leur réalisation a été confiée au laboratoire de l'IPL de Nancy. Voici les résultats obtenus.

*a. Effets sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs*

Les effets de la matrice sol sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs ont été évalués par le biais d'un test écotoxicologique - norme ISO 11269-2 (2006).

Le test met en évidence une inhibition de la croissance et de la germination chez l'Orge, c'est-à-dire la monocotylédone. Ces effets s'expriment davantage en présence des sols des stations A3 et A4 (25% d'inhibition contre environ 10% pour A1 et A2). Ces résultats ne semblent pas en relation avec les teneurs en ETM des stations. En effet, nous observons un faible pourcentage d'inhibition de croissance pour les stations les plus polluées (A1 et A2), alors que pour les stations présentant des concentrations plus faibles en ETM, le pourcentage d'inhibition de croissance est plus élevé (A3 et A4). Ces résultats sont d'autant plus étonnants que la strate herbacée des stations A3 et A4 est essentiellement composée de graminées.

En revanche, la matrice sol du site A ne semble pas avoir d'effets néfastes sur la croissance et la germination du Cresson.

La matrice sol de la station AT2 n'entraîne pas une inhibition significative (sur la base d'une comparaison avec le témoin) de la croissance et de la germination ni chez l'Orge, espèce monocotylédone, ni chez le Cresson, espèce dicotylédone.

*b. Effet sur la mortalité du ver de fumier Eisenia foetida*

Les effets de la matrice sol sur la mortalité du Ver de terre *Eisenia foetida* ont été testés selon la norme ISO 11268-1 (1994). Selon les résultats de ce test, les sols du site A et de la station témoin n'entraînent pas d'effets sur la mortalité d'*Eisenia foetida*. L'étude de la macrofaune, réalisée dans le cadre d'une étude connexe à celle-ci (IRD-ILIS, ADEME, 2010), montre en effet que les métaux ont peu d'effet sur la mortalité d'*Eisenia foetida*.

*c. Effets sur le champignon symbiotique Glomus mosseae*

Les effets des sols des stations ont été testés sur la germination des spores du champignon mycorrhizogène *Glomus mosseae* selon la norme X 31-205-1.

Selon les résultats du test, un effet sur la germination des spores de ce champignon est mis en évidence de manière significative au niveau de la station A3. En revanche, les sols des

stations A1, A2 et A4 n'entraînent pas d'effets significatifs sur la germination des spores, celle-ci étant en effet supérieure à 85% pour ces trois stations.

Ces résultats sont à analyser avec précaution car, lors de l'inventaire écologique concernant la fonge, il a été mis en évidence que la station A3 possède la plus grande diversité d'espèces de champignons, alors que sur A4 seulement deux espèces ont été relevées. Nous pouvons émettre l'hypothèse d'une possible variabilité, selon les espèces, des effets des ETM sur la croissance des champignons.

Selon les résultats du test, les sols de la station AT2 ne présente pas d'effet significatif sur la germination des spores de ce champignon. Les résultats traduisent en effet un taux de germination satisfaisant et des valeurs très homogènes.

### **Conclusion**

Bien qu'ils s'agissent des stations dont les sols sont les plus fortement contaminés en ETM, les matrices sol des stations A1 et A2 ne présentent d'effets ni sur la germination des végétaux et des spores de champignons, ni sur la mortalité des vers de terre. En revanche, la matrice sol des stations A3 et A4 entraîne un effet sur la germination des végétaux, notamment des monocotylédones. La matrice sol de la station A3 est par ailleurs la seule à avoir entraîné des effets sur la germination des spores du champignon testé. Le niveau de contamination des sols ne semble pas être le facteur explicatif des résultats obtenus. Nous pouvons émettre l'hypothèse d'une influence des caractéristiques physico-chimiques des sols sur les paramètres biologiques testés et/ou sur la mobilité des métaux. La station A3 présente en effet le plus faible pourcentage en matière organique dans le sol et la plus grande fraction en sables des cinq stations, ce qui pourrait expliquer une biodisponibilité plus élevée des ETM.

D'après les résultats des tests d'écotoxicité, les sols de la station témoin n'entraînent pas d'effets sur la croissance et la germination des végétaux, la survie des vers de terre et la germination de champignon mycorhizien.

Deux autres tests sont encore en cours de réalisation : Bait lamina et minéralisation du nitrogène des plantes. Les résultats ne peuvent pas être décrits dans ce document.



### **VI.3.2. Les inventaires écologiques des stations du site A**

Ayant déjà été décrits à de nombreuses reprises les protocoles mis en place pour les inventaires ne sont pas repris.

#### VI.3.2.1. Résultats des inventaires in situ sur les stations contaminées

Les résultats détaillés des inventaires écologiques réalisés sur les quatre stations du site A sont disponibles dans ce document : Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés ; Application à l'évaluation des risques écologiques (Hayet, 2010). Les paragraphes qui suivent sont une synthèse de ces résultats.

##### *a. La flore vasculaire*

###### Diversité

Les listes d'espèces ont été exploitées afin d'analyser la diversité et l'abondance de la flore vasculaire des stations d'étude. Classiquement, cette démarche considère les espèces spontanées et non introduites.

La station ayant fait l'objet du plus grand nombre de relevés, totaux ou différenciés par strate, est A1. Celle-ci correspond également à la station dont les strates arbustive et arborée sont les plus diversifiées et les mieux représentées (en termes d'abondance). Ces résultats supposent une plus importante variété d'habitats et de ressources potentielles pour la biocénose de la station A1. En revanche, si l'on s'intéresse à la diversité totale des stations, A3 est celle possédant le plus grand nombre d'espèces différentes recensées. Cette diversité ne concerne que la strate herbacée de la station A3 puisque la strate arborée n'est représentée que par une seule essence et que la strate arbustive ne se compose que de quelques individus de trois espèces différentes.

###### Fréquence relative des espèces

Afin d'étudier plus en détail la diversité de la flore vasculaire et les différences observées entre stations, les relevés ont été analysés en classant les espèces selon leur fréquence relative, qui correspond au rapport du nombre de relevés dans lesquels l'espèce est observée sur le nombre total de relevés. Ainsi, la moitié des espèces recensées sur la station A1 a une fréquence relative inférieure à 10%. En revanche, pour A2 et A3, plus de la moitié des espèces ont une fréquence relative comprise entre 10 et 25%. Enfin, en ce qui concerne A4, la

totalité des espèces recensées a une fréquence relative supérieure à 25%. Une fréquence relative forte tend à indiquer un couvert végétal homogène. De ce fait, il est possible d'en déduire que A4 héberge une végétation relativement homogène pouvant être expliquée par le fait que la strate herbacée est dominée par une espèce semée (*Lolium perenne*). À l'inverse, la station A1 héberge un couvert végétal plus hétérogène marqué *in situ* par une alternance de végétation plutôt prairiale et de végétation de zones humides, au niveau des légères dépressions du sol de la station. L'analyse des résultats pour les stations A2 et A3 met en évidence une situation intermédiaire aux deux autres stations où l'hétérogénéité du couvert végétal est moins marquée que pour A1.

#### Abondance relative des espèces

Pour compléter notre approche, l'abondance relative des espèces a été déterminée puis analysée en fonction de la fréquence relative de chaque espèce. Ainsi, pour une espèce *i* de fréquence *f*, l'abondance relative (AR) correspond au rapport de la somme des abondances sur le nombre total de relevés.

Formule permettant de calculer l'abondance relative (AR) :

$$AR_{\text{espèce } i, f} = \frac{\text{somme des abondances de l'espèce } i}{\text{nombre de relevés où l'espèce } i \text{ est présente}}$$

Au niveau de la station A1, près de la moitié des espèces sont peu fréquentes et faiblement abondantes, ce qui peut signifier la présence de nombreuses espèces isolées. En revanche, quelques espèces plus fréquentes (fréquence supérieure à 50%) sont assez abondantes, ce qui suggère l'existence d'un peuplement très représenté à l'échelle de la station. Par l'analyse des relevés, nous en déduisons la présence d'un couvert végétal plutôt hygrophile et nitrophile au niveau de la strate herbacée de la station A1. Les espèces plus rares supposent une hétérogénéité du biotope caractérisée à l'échelle de la station par de légères déclivités. Ces zones, où l'hygrométrie du sol est plus importante, sont favorables à l'accueil d'espèces caractéristiques telles que *Mentha aquatica*, *Carex cuprina*, *Equisetum arvense*, *Lycopus europaeus*.

Au niveau de la station A2, près de 80% des espèces ont une fréquence relative assez faible (< 25%). La flore vasculaire de la station se distingue par l'absence d'espèces peu fréquentes (aucune espèce de fréquence inférieure à 10%) et à l'inverse d'espèces très fréquentes ( $F >$

75%). Cela exprime l'existence de cortèges d'espèces similaires réparties à différents endroits de la station. L'analyse des relevés permet de distinguer deux principaux ensembles : les espèces dites pionnières et les espèces plutôt nitrophiles.

Au niveau de la station A3, deux espèces très abondantes et fréquemment rencontrées semblent dominer le couvert végétal, *Arrhenatherum elatius* et *Holcus lanatus*. De plus, plus de la moitié des espèces sont assez fréquentes (fréquence supérieure à 25%) et sont peu abondantes (AR < 5%). Nous en déduisons que la strate herbacée de la station A3 est caractérisée par un couvert herbacé globalement homogène et dominé par les graminées.

La station A4 présente le même type de résultats que la station A3. Cependant, la composition en espèces révèle une abondance des espèces rudérales.

#### Valeur patrimoniale

Parmi les espèces végétales inventoriées sur les stations du site A, deux espèces présentent un statut de protection. Il s'agit de *Epipactis helleborine*, observée au niveau des stations A1, A3 et A4, et de *Ilex aquifolium*, observé sur la station A3. Deux espèces sont considérées comme menacées sur les stations A3 et A4. Il s'agit de *Hieracium lachenalii* et *Tragopogon pratensis* qui sont des taxons quasi menacés (NT).

#### Mode de reproduction

L'étude de la flore vasculaire et des communautés végétales du site A a permis de mettre en évidence l'importance de certaines relations mutualistes dans la stratégie de reproduction et de dissémination des végétaux. En effet, nos résultats ont démontré que la pollinisation des plantes à fleurs de nos stations d'étude est principalement assurée par des insectes.

Du fait de l'influence de la lumière sur l'activité de la plupart de ces insectes pollinisateurs, la relation mutualiste plante-insecte peut être perturbée par l'ombrage en milieu forestier. De ce fait, pour les espèces dont la floraison intervient avant la foliaison, la pollinisation pourra être effectuée par l'ensemble de l'entomofaune pollinisatrice, quel que soit son niveau d'exigence pour la lumière. En revanche, pour les espèces entomogames fleurissant plus tardivement, la pollinisation ne pourra être assurée que par des insectes peu exigeants en termes de lumière. À l'exception de A2, les stations ne sont pas concernées par ce problème de clarté car ce sont des bois clairs. Cela peut avoir des conséquences sur la survie des plantes et peut expliquer les faibles diversités et abondance de la flore vasculaire sur la station A2.

### Stratégie de dissémination des diaspores

L'analyse de la stratégie de dissémination des diaspores de la flore vasculaire et des communautés végétales a mis en évidence l'importance d'une autre relation mutualiste clé des écosystèmes forestiers étudiés. En effet, après le vent, facteur abiotique intervenant majoritairement dans la dispersion de la végétation, ce sont les animaux (par épi et endo-zoochorie) qui sont en grande partie responsables de la dissémination des diaspores des stations d'étude. Parmi ces « animaux-disséminateurs », les herbivores, et en particulier les frugivores (consommateurs de fruits) et les granivores (consommateurs de graines), jouent un rôle particulier dans le fonctionnement de l'écosystème forestier. En effet, en disséminant les baies et autres fruits charnus présents dans leur déjection et/ou transportés dans leur plumage, ils participent activement à la régénération de la forêt. Au niveau du site A, une grande diversité d'oiseaux et de mammifères consomment des graines ou des fruits.

#### *b. La fonge*

### Diversité

Trente espèces fongiques ont été observées au niveau du site A. Les stations accueillant la diversité fongique la plus importante sont A1 et A3 avec respectivement 14 et 13 espèces différentes recensées. À l'opposé, seules deux espèces ont été observées au niveau de la station A4. Globalement, la diversité des stations, y compris A1 et A3, est relativement faible. En effet, à l'échelle d'une forêt, une diversité minimale d'une centaine d'espèces doit être considérée. Bien qu'il soit nécessaire de prendre en compte les différences évidentes entre nos stations boisées et un écosystème forestier naturel (âge, superficie, diversité arborée...), ces observations tendent à supposer des conditions de milieu peu favorables à une diversité fongique correcte au niveau du site A.

### Types trophiques

Quelle que soit la station étudiée, les champignons recensés sont essentiellement saprotrophes. Ils jouent un rôle majeur dans l'équilibre forestier en décomposant les matières organiques sur lesquelles ils se développent (souches, bois mort, litière) et en les transformant en humus.

Les stations A1 et A3 sont les seules à accueillir des champignons ectomycorhiziens. Ces champignons s'associent aux racines des arbres et forment une association symbiotique,

l'arbre fournit des sucres aux champignons qui, en contrepartie, drainent pour lui de l'eau et des sels minéraux. Ces champignons sont donc des acteurs efficaces des cycles minéraux en forêt. Ainsi, A1 étant la station qui accueille le plus grand nombre d'espèces formant une symbiose avec les essences présentes sur le site, nous pouvons supposer une stabilité du milieu plus marquée que sur les autres stations étudiées.

Enfin, au niveau des stations A1 et A2, un champignon parasite a été recensé. Ce type de champignon vit aux dépens de végétaux vivants. Dans notre cas, il s'agit de *Rhytisma acerinum* qui contamine les feuilles d'érables (*Acer* sp.) en dispersant ses spores sous l'effet du vent. Sur nos stations d'étude, le niveau de contamination des feuilles d'érables est très important. En effet, d'une part, l'ensemble des populations présentes sur A1 et A2 est affecté et, d'autre part, les taches goudroneuses (dus à la forme anamorphe du champignon nommée *Melasmia*) couvrent la quasi-totalité de la feuille, limitant considérablement l'activité photosynthétique. Ces observations nous amènent à suggérer que la présence d'ETM dans les sols et les feuilles d'érable est susceptible de générer un stress pouvant être à l'origine d'un parasitisme très prononcée chez les populations d'érables des stations A1 et A2.

### *c. La macrofaune du sol*

#### Stade larvaire

Quatre stades larvaires composent la macrofaune du sol du site A : les larves de coléoptères, de diptères, de lépidoptères et d'hyménoptères. La station présentant le plus grand nombre de larves est A3, les larves les plus représentées étant celles de coléoptères. Des différences peuvent également être soulignées, notamment l'absence de larves d'hyménoptères au niveau des stations A1 et A3 ainsi qu'une abondance croissante des larves de lépidoptères de A1 à A4.

#### Stade adulte

La macrofaune du sol des stations du site A présente une diversité du même ordre. En revanche, des différences en termes d'abondance sont observées avec un gradient croissant d'effectifs de A1 à A4. Des différences sont également observées entre les stations, notons notamment l'absence de dermaptères au niveau des stations A1 et A2. Par ailleurs, les stations A3 et A4 présentent les plus importants effectifs d'hyménoptères (fourmis) et les peuplements d'hémiptères les plus abondants sont observés au niveau de A2 et A4.

Une analyse des résultats à l'échelle des ordres de la macrofaune est délicate et moins informative en comparaison de l'analyse à l'échelle de l'espèce. Néanmoins, nous pouvons souligner l'importance des larves de diptères, de coléoptères et de lépidoptères pour leur rôle dans la transformation de la litière. Nous pouvons donc supposer que leur abondance au niveau de la station A3 est susceptible d'avoir des répercussions positives sur la décomposition de la matière organique et l'activité biologique du sol au sens large. En ce qui concerne la macrofaune adulte, nous avons mis en évidence une forte abondance des hyménoptères, principalement représentés par les fourmis au niveau de la station A3. La diversité des régimes alimentaires (saprophages et prédatrices) des fourmis ne permet pas de conclure quant à l'impact de leur abondance sur le fonctionnement de la chaîne trophique. Néanmoins, étant considérées comme des ingénieurs de l'écosystème (Deprince, 2003), elles sont susceptibles d'avoir une influence sur le fonctionnement global de l'écosystème de la station A3.

#### *d. La mammalofaune*

##### Diversité

L'inventaire de la mammalofaune du site A a permis de mettre en évidence la présence de neuf espèces parmi lesquelles deux bénéficient d'un statut de protection à l'échelle européenne (*Erinaceus europaeus* et *Lepus europaeus*). La méthode de capture/marquage/recapture nous a permis d'étudier plus précisément les populations d'*Apodemus sylvaticus* et les peuplements de campagnols, vraisemblablement composés de deux espèces *Clethrionomys glareolus* et *Microtus agrestis*. Sur le plan méthodologique, nous avons constaté une différence entre l'efficacité de piégeage des campagnols et celle d'*Apodemus sylvaticus* (voir incertitudes). En effet, celle des campagnols est plus faible que celle d'*A. sylvaticus*.

En termes de résultats, les faibles effectifs de capture ne nous ont pas permis de déterminer systématiquement les tailles et densités de populations et/ou de peuplements des trois espèces étudiées. En effet, seules les densités de population d'*Apodemus sylvaticus* des stations A1 et A4 ont pu être estimées et nous ont permis de constater que les populations étudiées se situaient dans l'intervalle de variation normale de ce type de populations en milieu forestier.

Sur le plan morphologique, nous n'avons noté ni anomalies ni problèmes de poids chez les individus d'*Apodemus sylvaticus*, ce qui nous permet de suggérer que les stations A1 et A4 sont favorables à l'accueil de l'espèce et que le milieu leur fournit la nourriture dont ils ont besoin. Pour les autres stations, l'interprétation est plus délicate car nous n'avons pas obtenu suffisamment de données concernant à la fois l'effectif des populations et les caractéristiques morphologiques de l'espèce. En ce qui concerne les campagnols, les données récoltées ne nous permettent pas une analyse poussée des résultats. Nous pouvons toutefois souligner que le poids moyen des quelques individus capturés est inférieur à la moyenne décrite dans la littérature.

#### Régime alimentaire

Les mammifères du site A sont en majorité herbivores (55,6%). Les autres espèces sont omnivores dont 11% à tendance granivore et 11% à tendance invertivore. L'analyse du régime alimentaire des mammifères du site A met en évidence l'importance des producteurs primaires et des invertébrés en tant que ressource alimentaire.

#### *e. L'avifaune*

##### Diversité et abondance

L'avifaune totale c'est-à-dire entendue, vue en vol, posée sur ou à proximité immédiate du point d'observation et d'écoute, a été recensée. En termes de diversité absolue (nombre d'espèces par station), A3 présente la plus forte diversité avifaunistique avec un total de 35 espèces contactées. À l'opposé, la station A4 présente la plus faible diversité avec 16 espèces contactées au total. En revanche, en rapportant cette diversité spécifique à la surface des stations, nous constatons que les densités spécifiques des stations A1, A3 et A4 sont relativement proches, seule la station A2 présente une densité spécifique plus faible. La richesse spécifique (nombre d'espèces) de l'avifaune totale, et plus particulièrement de l'avifaune nicheuse des stations A1 et A4, peut, par conséquent, être liée à la diversité de leurs strates arbustives et arborées. En revanche, cela ne se vérifie pas au niveau de la station A3 pour laquelle la densité spécifique de l'avifaune totale est l'une des plus importantes alors qu'il s'agit d'une plantation mono-spécifique où la strate arbustive est quasi inexistante (seules quelques espèces ont été ponctuellement observées). Dans ce cas, nous supposons que ce sont

plutôt le contexte agricole et la surface de la parcelle qui ont une influence sur la diversité spécifique de l'avifaune de la station A3.

En termes d'abondance, le plus grand nombre d'individus a été contacté au niveau de la station A3. En rapportant à nouveau ces données à la superficie des stations, nous constatons qu'en réalité les stations A1 et A3 présentent des densités d'oiseaux proches et supérieures aux densités d'oiseaux des stations A2 et A4.

#### Valeur patrimoniale

À l'échelle du site A, seules trois espèces ne bénéficient d'aucun statut de protection. Il s'agit de *Columba livia*, de *Passer domesticus* et de *Phasianus colchicus*. À l'inverse, une espèce figure sur la liste rouge nationale des espèces menacées, il s'agit de *Columba livia* (station A3) considérée comme étant en danger selon les critères de l'UICN. La station A3 est celle accueillant le plus grand nombre d'espèces (26 espèces) ayant une valeur patrimoniale et ce quelle que soit l'échelle de protection considérée : internationale (Conventions de Bern et de Bonn), européenne (directive Oiseaux) et nationale (statut juridique français et niveau de menace). En revanche, le taux d'espèces patrimoniales du peuplement avifaunistique de chaque station est sensiblement le même pour chacun des niveaux de protection considéré. Enfin, la densité d'espèces patrimoniales varie peu selon les stations, ce qui signifie que les stations hébergent globalement la même proportion d'espèces avifaunistiques à valeur patrimoniale.

#### Régime alimentaire

Pour finaliser l'analyse de l'avifaune totale des stations, nous nous sommes intéressés au régime alimentaire et au substrat d'alimentation des espèces. En terme de régime alimentaire, l'avifaune du site A est en grande majorité insectivore et/ou invertivore et elle se nourrit principalement dans le feuillage (54% des oiseaux) et au niveau du sol (28% des oiseaux), ce qui traduit l'importance des invertébrés dans le fonctionnement de la chaîne alimentaire des stations. Le pourcentage restant des oiseaux est herbivore. à noter que la densité des oiseaux se nourrissant au niveau du sol (c'est-à-dire les plus exposés à la contamination) est plus importante au niveau des stations A1 et A3.

Par ailleurs, l'analyse du substrat d'alimentation met en évidence une forte diversité des insectivores du feuillage et des invertivores du sol de l'avifaune totale du site A. Cette diversité contribue au bon fonctionnement de l'écosystème forestier. En effet, selon l'Office



national des forêts (ONF, 2009), les insectivores du feuillage jouent un rôle essentiel au sein des écosystèmes forestiers en contribuant au maintien d'une biodiversité élevée tout en réduisant les pullulations. En consommant un grand nombre d'insectes adultes, de chenilles et d'œufs, ils contrôlent efficacement les insectes les plus nombreux et permettent ainsi le maintien d'espèces secondaires qui, le cas échéant, ne résisteraient pas à la compétition des plus abondantes.

#### VI.3.2.2. Les inventaires écologiques de la station témoin

##### *a. La flore vasculaire*

L'inventaire de la flore vasculaire de la station AT2 a permis de recenser 27 espèces. Nous pouvons noter la présence d'une végétation arborée, arbustive et végétative. Pour chaque espèce, le statut, le niveau de rareté et de menace à l'échelle régionale sont précisés.

La stratégie de reproduction de la flore vasculaire de la station AT2 est essentiellement basée sur l'entomogamie. La flore vasculaire a recours à plusieurs modes de dissémination dont les plus représentés sont l'anémochorie (30%) et l'endozoochorie (30%).

Aucune espèce protégée n'a été recensée sur cette station.

##### *b. La fonge*

Nous observons que 32 espèces ont été inventoriées au niveau de la station AT2. Deux espèces caractéristiques y ont été recensées. Il s'agit de *Alnicola escharoides* et de *Pholiotina mairei*.

##### *c. La macrofaune du sol*

###### Stade larvaire

En termes de diversité, nous pouvons noter l'absence de larves d'hyménoptères au niveau de la station AT2. En termes d'abondance, 2912 larves ont été inventoriées sur AT2. Les larves de diptères sont largement les plus représentées puisqu'elles représentent 86% des larves inventoriées au niveau de la station.

###### Stade adulte

En termes d'abondance, le nombre total d'individus inventoriés est de 8184 pour AT2. La macrofaune du sol de la station AT2 est principalement représentée par les vers de terre (35%), les myriapodes (19%) et les isopodes (19%).

#### *d. La mammalofaune*

Les mammifères ont été recensés sur la station AT2. Plusieurs individus de l'espèce *Apodemus sylvaticus* et du genre Campagnol ont été piégés et ont permis une étude plus poussée de leur population et de l'état sanitaire apparent des individus. Après description de l'habitat

(sous-bois clair et proximité d'habitats humides, une densité relative de la végétation, des ronces et des zones à fougères), deux espèces du genre campagnols sont susceptibles de composer le peuplement de la station AT2, il s'agit du Campagnol agreste *Microtus agrestis* et du Campagnol roussâtre *Clethrionomys glareolus*. En ce qui concerne le Mulot sylvestre, très peu d'individus ont été capturés. En revanche, en ce qui concerne les campagnols, les résultats du piégeage mettent en évidence un peuplement abondant sur AT2 (32 individus capturés).

Une seule espèce bénéficie d'un statut de protection à l'échelle européenne (annexe 3 de la Convention de Berne). Il s'agit d'*Erinaceus europaeus*. À l'échelle nationale, elle figure également sur la liste des espèces protégées.

#### *e. L'avifaune*

L'avifaune observée possède une certaine valeur patrimoniale puisque plus de 50% des espèces présentent un statut de protection et/ou de menace à l'échelle nationale.

L'avifaune de la station AT2 est essentiellement insectivore (stricte et/ou omnivore). Aucune espèce carnivore ou piscivore n'a été observée. L'avifaune de la station AT2 se nourrit principalement dans le feuillage. Cette caractéristique peut être attribuée à la typologie de l'habitat qui représente un milieu forestier.

#### VI.3.2.3. Intérêt des inventaires écologiques pour le site A

L'objectif de ce chapitre est de synthétiser les informations issues des inventaires écologiques ayant un intérêt pour l'évaluation et la gestion des risques du site A.

---

### Flore vasculaire

---

Informations majeures	<ul style="list-style-type: none"><li>• A1 présente la plus grande variété d'habitats et de ressources, en raison de la diversité des essences et de la structuration de la plantation (plusieurs strates) ;</li><li>• A3 présente le plus grand nombre d'espèces ;</li><li>• A3 et A4 présentent des espèces menacées, contrairement à A1 et A2 ;</li><li>• Problème de clarté constaté sur A2, or la pollinisation se fait essentiellement par des insectes héliophiles (cela explique la faible diversité végétale sur cette parcelle) ;</li><li>• La dispersion des graines se fait par des animaux frugivores et granivores (dissémination au sein de la chaîne alimentaire des ETM accumulés par la flore) ;</li><li>• La flore vasculaire accumule des ETM.</li></ul>
Apport pour l'ERE	<ul style="list-style-type: none"><li>• Les agents de stress ne semblent pas porter atteinte à la diversité : confirmation par la comparaison des inventaires avec AT2 dont la diversité floristique n'est pas largement supérieure à celle des stations contaminées ;</li><li>• Les agents de stress semblent porter atteinte aux espèces sensibles : non confirmé par la comparaison des statuts de rareté et de menace d'AT2 pour lequel une seule espèce peu commune a été inventoriée ;</li><li>• Les agents de stress sont accumulés par la flore vasculaire et sont susceptibles d'impacter les consommateurs primaires.</li></ul>
Apport pour la gestion du site	<ul style="list-style-type: none"><li>• Favoriser les plantations multi-spécifiques, multi strates, en conservant un espacement important entre les essences plantées afin de laisser la strate herbacée évoluer et constituer un habitat prairial. Au niveau des semis d'herbacées, favoriser également les mélanges de semences ;</li><li>• Proscrire les plantations clonales monospécifiques d'essences sensibles aux parasites.</li></ul>

### Fonge

---

Informations majeures	<ul style="list-style-type: none"><li>• A1 présente la plus grande diversité spécifique avec 14 espèces, ce qui est très faible ;</li><li>• Les stations ne présentent pas d'espèce à forte valeur patrimoniale ;</li><li>• Le plus grand nombre de champignons symbiotiques est observé sur A1 et A3 ;</li><li>• A2 est infestée par un champignon parasite.</li></ul>
Apport pour l'ERE	<ul style="list-style-type: none"><li>• Les agents de stress semblent porter atteinte à la diversité fongique : confirmations par la comparaison avec les inventaires de AT2 qui présente également des espèces d'intérêt pour l'écosystème (plus d'espèces, de plus grande « qualité ») ;</li><li>• La présence d'agents de stress pourrait favoriser le développement de champignons parasites : <i>Rhytisma acerium</i> n'est pas retrouvé sur AT2.</li></ul>

---

---

Apport pour la gestion du site • Favoriser les plantations de plants les plus âgés possibles. Les stations d'accueil les plus favorables aux champignons sont les parcelles les plus âgées. Elles présentent également le plus grand nombre de champignons symbiotiques essentiels dans les interactions plantes-champignons-biotope de l'écosystème.

• Proscrire les plantations clonales monospécifiques d'essences sensibles aux parasites.

#### **Macrofaune du sol**

---

Informations majeures • L'abondance de la macrofaune du sol diminue en fonction de la contamination des sol.

Apport pour l'ERE • L'hypothèse de l'atteinte de la macrofaune par les ETM est émise. L'inventaire réalisé sur AT2 tend à confirmer l'hypothèse puisque l'abondance sur AT2 est largement supérieure aux stations du site A.

#### **Mammalofaune**

---

Informations majeures • 9 espèces ont été observées sur les stations contaminées, dont 2 protégées ;

• Peu d'individus sont observés sur les stations d'études ;

• Le plus grand nombre d'individus observés sur A1 et A4 ;

• La majorité des mammifères du site A est herbivore ;

• Le poids moyen d'*Apodemus sylvaticus* inférieur à la moyenne (fortes incertitudes)

Apport pour l'ERE • L'hypothèse d'une atteinte des micromammifères par les ETM est émise. Cette hypothèse n'est pas confirmée par la comparaison avec les inventaires d'AT2 qui regroupe peu d'espèces, en faible abondance et sans statut de protection.

• Les mammifères herbivores peuvent présenter un risque si la pollution s'accumule dans leurs ressources alimentaires.

Apport pour la gestion du site • Favoriser la diversification des essences et la structuration de l'écosystème

#### **Avifaune**

---

Informations majeures • La richesse des espèces de l'avifaune est liée à la diversité des strates arbustives et arborées ;

• La présence d'oiseaux insectivores du feuillage est essentielle pour le maintien de la biodiversité des insectes.

---

---

Apport pour l'ERE • Les agents de stress ne semblent pas influencer la diversité et la densité des espèces avifaunistiques. AT2 présente une diversité et une densité d'espèces inférieures à celles des stations du site A. Il semble que ce soit plutôt la variété d'habitats et la structuration de l'écosystème que influence le plus l'avifaune ;

- Les oiseaux se nourrissant au sol (invertivores et herbivores) peuvent présenter un risque si la pollution s'accumule dans leurs ressources alimentaires ;

Apport pour la gestion du site • Favoriser les plantations multi spécifique, multi strates, afin de multiplier les habitats et favoriser la nidification ;

---

#### VI.3.2.4. Analyse des incertitudes

Les tests écotoxicologiques réalisés dans le cadre de cette étude ne sont pas en corrélation avec les impacts observés lors des inventaires écologiques. Les incertitudes concernent principalement la représentativité des espèces utilisées lors des bioessais au regard des entités biologiques présentes sur le site A.

Toute enquête écologique est limitée en termes de données qu'elle peut fournir. L'inventaire écologique permet d'observer une situation à un moment précis. Les résultats décrits précédemment sont spécifiques de la période de réalisation de l'inventaire. C'est pour cela qu'il serait intéressant de renouveler ces inventaires régulièrement pour pouvoir évaluer l'évolution et la pérennité des écosystèmes des stations du site A.

De plus, les données concernant les populations de la faune et la flore peuvent varier en fonction de facteurs tels que les conditions climatiques lors de la réalisation de l'inventaire (par exemple : l'absence de papillons lors d'un épisode pluvieux). D'autres facteurs influençant la qualité des données ont pu être maîtrisés lors de cette étude, comme le choix de la période de l'année, l'expérience des enquêteurs et l'utilisation de protocoles standardisés.

#### VI.3.2.5. Revue du modèle conceptuel

Les inventaires écologiques réalisés sur le site A permettent de valider le modèle conceptuel réalisé au niveau 0.

#### **VI.4. RELATION CAUSE – EFFET (NIVEAU 3)**

Le but de cette partie finale est de déterminer si les effets observés au niveau précédent peuvent être causés par les agents de stress mesurés dans les sols du site A.

##### **VI.4.1. Principe**

Pour cela la méthodologie préconise d'utiliser les critères de causalité de Hill. Cette approche est habituellement utilisée pour les études épidémiologiques. Elle permet d'établir un lien de causalité entre les agents de stress et les réponses biologiques observées lors des inventaires écologiques et des bioessais. Chacun des neuf critères analysés se voit attribuer un coefficient d'importance pour la prise de décision finale.

Pour interpréter ces critères, trois possibilités s'offrent à nous :

- si la majorité des critères sont satisfaits, ou si les critères ayant le plus d'importance sont satisfaits, nous pouvons déduire qu'il existe un lien significatif entre les agents de stress et les impacts biologiques.
- si un seul critère permet de prouver qu'il n'existe aucun lien entre les agents de stress et les impacts biologiques, d'autres causes devront être recherchées.
- si les liens ne sont pas évidents (quelques critères satisfaits et d'autres non), une étude plus approfondie doit être réalisée pour éliminer les sources d'incertitude.

Le tableau des critères de causalité de Hill suivant est tiré du guide (ERA 2e) de l'Environment Agency.

**Tableau 86 : Critères de causalité de Hill**

Critère	Signification du critère	Importance pour la prise de décision	Analyses suggérées par le guide ERA U.K.
Force du lien	Plus une association est forte, plus elle a de chances d'être causale ; mais le fait qu'une association soit faible n'exclue pas le lien de causalité.	+++	Corrélation entre les niveaux de contamination et les effets observés. Analyse en Composante Principale (ACP) pour identifier les facteurs les plus fortement associés aux effets.
Consistance	Répétition de l'observation d'une association dans différentes populations et dans différentes circonstances.	++	Recherche d'effets similaires observés sur d'autres sites contaminés par les mêmes substances.
Spécificité	Une cause conduit à un seul effet. Une seule cause conduit à l'effet.	+	Lien entre les données chimiques et biologiques. ACP
Temporalité	La cause précède l'effet.	+	Connaissance de l'historique du site.
Plausibilité	L'hypothèse est biologiquement plausible.	++	Littérature scientifique. Crédibilité des effets. Absence des espèces sensibles aux contaminants. Bioessais.
Cohérence	L'interprétation de la relation cause-effet en accord avec les connaissances actuelles à propos des effets des contaminants sur des espèces particulières	++	Voir plausibilité et expérimentation
Analogie	Des contaminants de structure et de mécanisme d'effets similaires pourraient produire le même type d'effets sur l'écosystème. Critère faible lié à l'imagination de l'évaluateur.	+	Effets similaires observés sur d'autres sites contaminés par les mêmes substances.
Gradient écologique	Existence d'une courbe dose-réponse	++	Des niveaux faibles de contamination conduisent à des impacts biologiques réduits. Les impacts diminuent lorsque la distance par rapport à la source augmente.
Expérimentation	Existence de preuves expérimentales.	++	Relation dose-effet pour les mêmes contaminants sur des espèces représentatives du site.

## **VI.4.2. Analyse des critères de causalité**

Dans ce chapitre, une analyse des données obtenues sera effectuée par critère.

### **VI.4.2.1. La force du lien**

Pour analyser ce critère, nous avons mis en évidence les interactions entre le biotope et la biocénose par le biais d'une Analyse en composante principale. L'échantillon représente les quatre stations du site A et la station témoin ( $n = 5$ ). Pour le biotope, un seul paramètre a été utilisé, il s'agit de la concentration totale moyenne dans les sols de surface de chaque agent de stress. En ce qui concerne la biocénose, 14 paramètres furent intégrés, représentant la diversité des espèces et la densité des individus des groupes biologiques cibles. L'ACP a permis de restituer 88,6% de l'information totale, dont 51,7% pour la composante 1 et 36,9% pour la composante 2.

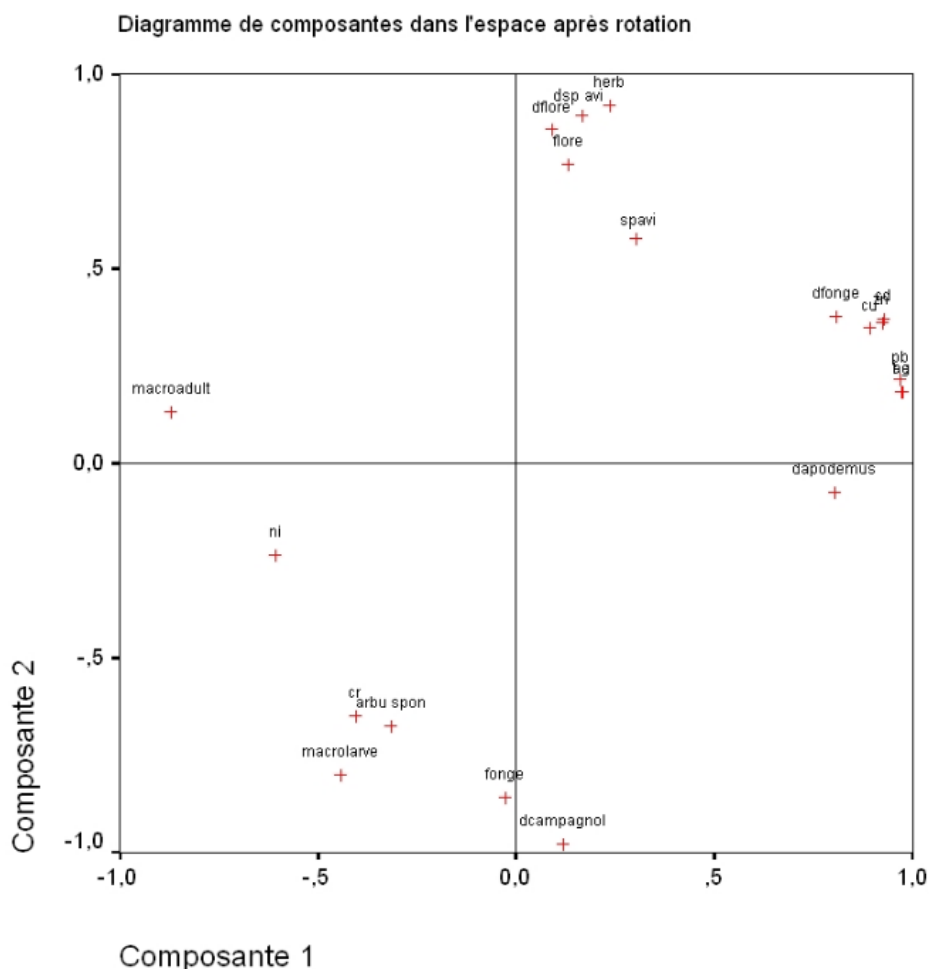
L'analyse du cercle de corrélation (figure 10) a permis de mettre en évidence une corrélation entre les agents de stress et quelques paramètres de la biocénose.

Nous pouvons constater une forte corrélation positive entre la concentration en ETM et la densité des champignons observés sur les stations (coefficient de corrélation : 0,89). Ceci peut-être expliqué par le caractère hyperaccumulateur d'ETM de ces derniers. Ils manifestent une grande tolérance à l'égard des ETM, qu'ils soient présents dans les sols ou dans leurs tissus. La corrélation entre les ETM et les champignons inclut les champignons mycorhiziens. Ces derniers jouent un rôle important pour l'écosystème puisqu'ils améliorent l'installation des végétaux dans des milieux dégradés et favorisent leur croissance.

Le cercle de corrélation permet également de mettre en lumière la forte relation inverse entre la concentration en ETM des sols et l'abondance de la macrofaune du sol (matrice des corrélations : coefficient de -0,8 entre le plomb et la macrofaune adulte). Ce groupe biologique est considéré, avec la flore, comme l'un des plus exposés aux ETM des sols. Cependant, la corrélation négative entre la concentration en contaminants du sol et la diversité ou la densité de la flore est non significative. Nous pouvons donc supposer que la macrofaune du sol est impactée par les ETM des sols, tandis que la flore est tolérante aux fortes concentrations en ETM des sols. Ainsi, la capacité d'un écosystème à intégrer des



facteurs de stress pour préserver son fonctionnement ; en d'autres termes son homéostasie contribue très probablement aux résultats de notre analyse statistique.



**Figure 10 :** Analyse en composantes principales

Légende : pb : plomb ; zn : zinc ; cd : cadmium ; hg : mercure ; cr : chrome ; ni : nickel ; as : arsenic ; cu : cuivre ; herb : nombre d'espèces herbacées ; arbu spon : nombre d'espèces arbustives spontanées ; flore : nombre d'espèces totales de la flore vasculaire ; dflore : densité de la flore ; macrolarve : nombre d'individus de la macrofaune au stade larvaire ; macroadult : nombre d'individus de la macrofaune au stade adulte ; fonge : nombre d'espèces fongiques ; dfonge : densité fongique ; dapodemus : densité de l'espèce *Apodemus sylvaticus* ; dcampagnol : densité de campagnols ; spavi : nombre d'espèces avifaunistiques ; dsp avi : densité des espèces avifaunistiques.

Le même cercle de corrélation met en évidence une seconde corrélation positive entre la concentration en ETM dans les sols et la densité des mammifères observés lors des inventaires écologiques : *Apodemus sylvaticus* et le campagnol. Cependant, les effectifs observés sur les stations d'études sont trop faibles pour établir un lien de causalité. De plus, d'autres facteurs comme la compétition entre ces deux espèces influencent les populations.

La concentration en ETM dans les sols ne semble pas influencer la diversité et l'abondance de l'avifaune au niveau des stations d'études. En effet, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence. Cela pourrait s'expliquer par la faible exposition des oiseaux aux ETM des sols, notamment grâce à leur grande mobilité vers des zones moins contaminées, mais aussi à leur régime alimentaire. Selon les inventaires réalisés, 81% des espèces avifaunistiques du site A sont invertivores (les invertébrés du feuillage et du sol représentent respectivement 48,5% et 51,5% des invertébrés consommés par les oiseaux) ou insectivores.

*NB : Suite à cette dernière remarque, si nous avons à sélectionner des espèces cibles concernant l'avifaune, il serait sans doute plus intéressant de choisir des espèces dont le régime alimentaire se compose majoritairement d'invertébrés du sol ou de végétaux.*

Dans la partie 1 de la méthodologie, suite au calcul du quotient de risque, nous avons déduit que pour le cuivre, le chrome et le nickel, le risque était considéré comme acceptable. L'analyse du cercle de corrélation nous permet de confirmer ce choix pour le chrome et le nickel, car ces derniers ne semblent pas influencer la diversité et l'abondance des différents groupes biologiques. Cependant, selon le cercle de corrélation, le cuivre serait l'un des ETM les plus influents concernant ces paramètres, malgré un quotient de risque relativement faible par rapport aux autres ETM étudiés (matrice des corrélations : coefficient de -0,84 entre le cuivre et la macrofaune adulte).

Une autre ACP concernant les paramètres biocénotiques et biotiques du site A fut réalisée par Audrey Hayet : Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés ; Application à l'évaluation des risques écologiques. Cette analyse a permis mettre en évidence une corrélation entre les oiseaux nicheurs et la diversité des espèces plantées. Cela reflète l'influence de la structure de l'écosystème sur la nidification de l'avifaune. Il semblerait aussi que l'âge de la plantation et la diversité des espèces plantées influencent globalement les biocénoses des stations d'étude.

#### VI.4.2.2. La consistance

Il existe un grand nombre d'études relatant des effets similaires suite à la contamination de sols aux ETM, parmi lesquelles nous pouvons citer *Trace Elements in the Terrestrial Environment* (Adriano, 1986) et *Chemical Elements and Plant Life* (Bargagli, 1998). De plus,

un programme de recherches concertées « Environnement et activités humaines » a aussi été mené sur le secteur d'étude.

#### VI.4.2.3. La spécificité

Seuls les ETM présents dans les sols peuvent causer les impacts observés sur l'écosystème des stations du site A. Aucune autre source de contamination n'a été mise en évidence lors du niveau 0. Cependant, d'autres paramètres sont susceptibles d'influencer l'évolution des écosystèmes, comme le facteur lumière et la diversité des strates. Pour cette dernière, l'observation terrain montre que la présence de diverses strates permet de stabiliser l'écosystème et le rendre pérenne. Cela s'observe sur la station A1 où la plantation d'une grande diversité d'espèces arborées, arbustives et herbacées a provoqué le développement d'un écosystème de type forestier, une variété d'habitats et de ressources potentielles pour la biocénose. Contrairement à celle-ci, les plantations monospécifiques des stations A2 et A3 tendent à rendre l'écosystème plus fragile. Concernant la lumière, il a été démontré dans le niveau 2 qu'elle influençait la pollinisation des végétaux par les insectes et qu'une plantation de type A2 peut limiter cette pollinisation et ainsi avoir une conséquence sur la survie des plantes. Le mode de plantation a donc une influence sur le développement de l'écosystème.

D'autres facteurs comme la pression anthropique ne sont pas considérés dans cette étude. Il aurait pourtant été intéressant d'intégrer l'indice de pourcentage anthropique et d'évaluer son influence sur les écosystèmes.

#### **VI.4.3. La temporalité**

Les quatre stations du site A ont été plantées entre 1992 et 2003, soit après la contamination des sols par les ETM. Lors d'une étude de l'INRA réalisée en 1999, un inventaire des espèces végétales a été réalisé sur la station A1. Cet inventaire est disponible dans ce document : Impact environnemental de la végétalisation d'anciens sites industriels. Phase I : Caractérisation préliminaire. En comparant celui-ci à l'inventaire réalisé en 2008, nous pouvons constater l'apparition spontanée d'espèces arbustives comme *Cornus sanguinea*, mais aussi la disparition d'espèces herbacées métallophytes. La station A1 ne semble plus être une niche et tend à évoluer vers un écosystème non bloqué où la diversité des espèces végétales continue de croître.

#### VI.4.3.1. La plausibilité et la cohérence

Malgré la stabilité et le potentiel d'évolution de certains écosystèmes du site A, il est à noter que la majorité des espèces végétales présentes sont des espèces communes. En effet, seules deux espèces menacées sont visibles sur les stations A3 et A4. La pollution du sol par les ETM peut limiter le développement des espèces dites sensibles.

En revanche, les tests écotoxicologiques montrent une incohérence entre la contamination et les impacts observés. Cependant, ces tests ont été réalisés sur des espèces non spécifiques du site A.

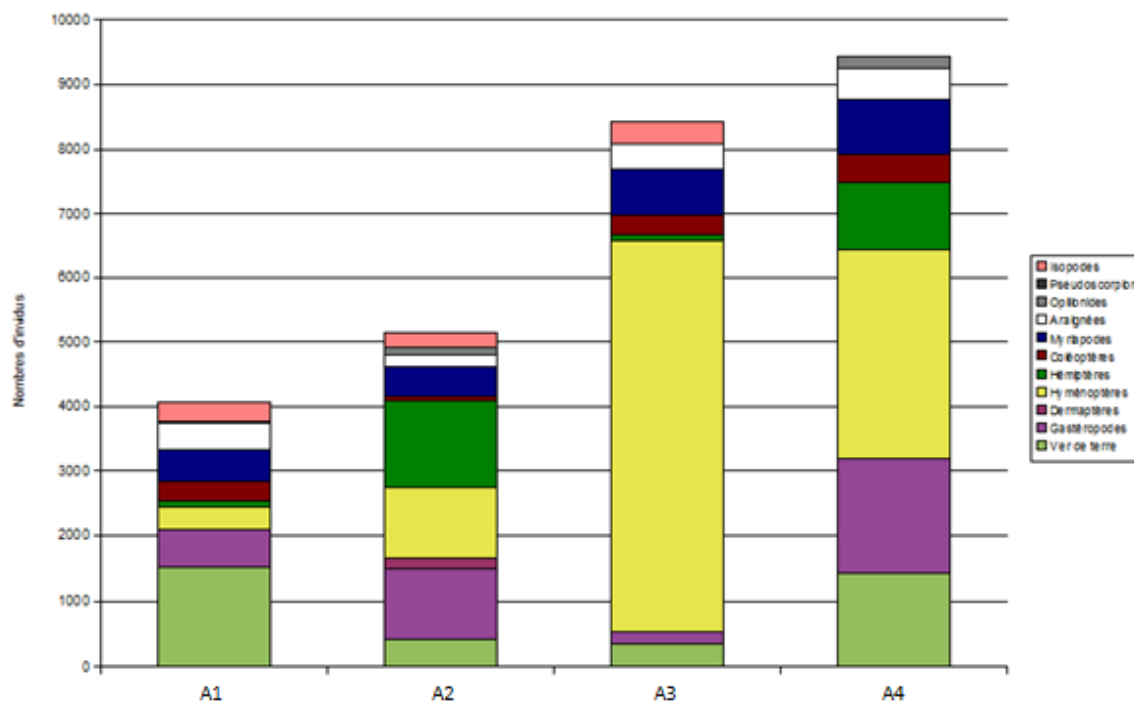
#### VI.4.3.2. L'analogie

Les ERE réalisées sur le site B, présentant une contamination des sols par les ETM, permettent de confirmer leur impact sur les écosystèmes. La présence de polluants, notamment d'ETM, dans les sols est à l'origine du mauvais état sanitaire des strates arbustives et arborées de ce site. Cette pollution engendre aussi une baisse d'activité et/ou la mortalité des décomposeurs et détritivores du sol. En effet, l'accumulation de métaux dans les horizons supérieurs des sols est susceptible de perturber la pédofaune et la pédo flore avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière.

#### VI.4.3.3. Le gradient écologique

Ce critère nous permet d'évaluer la relation entre la variation des concentrations en ETM dans les 20 premiers centimètres du sol et les impacts écologiques observés. Au niveau du site A, la relation dose-effet semble évidente. Selon la figure 14, au niveau de la macrofaune du sol, la densité d'individus (stade adulte) observés sur la station la plus contaminée en ETM (A1) est beaucoup plus faible que sur la station la moins contaminée (A4). De plus, la densité d'individus (stade larvaire) observés sur le site témoin est trois fois plus élevée que celle des stations du site A.

À noter que le choix de quatre parcelles en gradient de contamination a permis de faire cette observation.



**Figure 11:** Influence du plomb, du zinc et du cadmium sur l'abondance de la macrofaune du sol

#### VI.4.3.4. L'expérimentation

Dans le niveau 2, des bioessais ont été réalisés sur des espèces représentantes des entités cibles du site A. Malgré l'observation d'une inhibition de la croissance et de la germination chez les plantes monocotylédones par les ETM lors du test sur les végétaux supérieurs, l'absence de relation dose-effet ne permet pas de conclure un éventuel lien de causalité. De plus, aucun effet n'a été observé chez les dicotylédones après exposition aux sols du site A.

Concernant le test sur le ver *Eisenia foetida*, aucun effet n'a été observé.

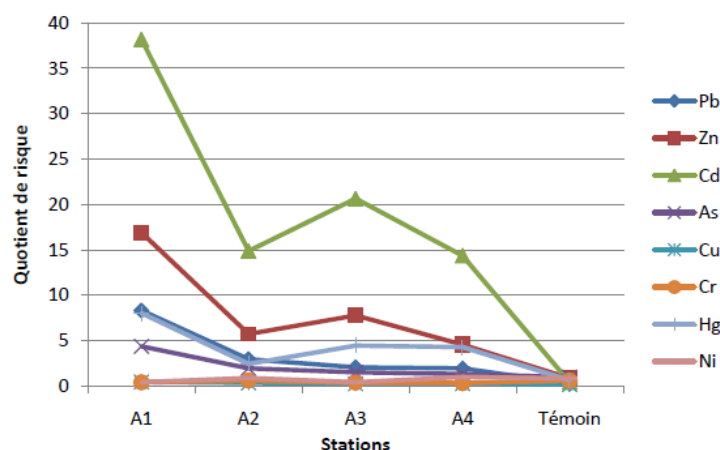
Après réalisation du test sur champignon, les résultats montrent un effet significatif des sols de la station A3 sur la germination des champignons. Comme expliqué dans le niveau 2, ce résultat est à prendre avec précaution. De plus, l'ACP réalisée précédemment montre la forte tolérance des champignons aux ETM présents dans les sols.

### VI.5. CONCLUSION DE L'ERE

Le calcul d'un quotient de risque pour chaque contaminant nous a permis d'éliminer certains agents de stress qui ne présentent pas de risque potentiel pour l'écosystème des stations du site A (le cuivre et le chrome pour toutes les stations et le nickel pour les stations A1, A2 et

A3). Les ETM présentant un risque potentiel pour les écosystèmes sont le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic et le mercure pour l'ensemble des stations du site A et le nickel uniquement pour la station A4. Pour ces derniers, la concentration moyenne dans les sols dépasse les valeurs seuils prescrites par l'Environment Agency.

**Figure 12 :** Quotients de risques de chaque agent de stress en fonction des stations



Le cadmium est l'ETM présentant l'indice de risque le plus élevé, suivi du zinc et du mercure. La station A1 présente les risques potentiels les plus élevés pour l'ensemble des ETM. Pour le cadmium, le zinc et le mercure, la station A3 arrive en deuxième position, alors que pour les autres agents de stress la station A2 présente les risques potentiels les plus élevés après A1. Globalement, les risques potentiels de la station A4 sont les plus faibles.

D'après l'analyse des critères de causalité de Hill proposés par l'Environment Agency, les effets observés lors des inventaires écologiques sont causés par la présence d'une contamination en ETM dans les premiers centimètres des sols du site A. Les critères « force du lien, consistance, plausibilité, cohérence, analogie et gradient écologique ont été satisfaits. Leur importance dans la prise de décision permet de conclure que les effets observés lors des inventaires écologiques sont causés par la présence d'une contamination en ETM dans les premiers centimètres des sols du site A.

Au niveau de la diversité des espèces et de l'abondance, la macrofaune du sol est le principal groupe biologique touché. La contamination du sol par les ETM a engendré une réduction de l'abondance des invertébrés dans le sol, que ce soit au stade larvaire ou au stade adulte.

Par comparaison avec la station témoin nous pouvons confirmer l'hypothèse d'un impact des ETM sur la diversité de la fonge. De plus, il a été montré que les champignons bioaccumulent fortement les ETM dans leurs tissus. Le risque de transfert dans la chaîne alimentaire est donc à prendre en compte.

Concernant la mammalofaune, une corrélation positive entre la pollution et la densité des espèces a été mise en évidence, cependant le manque de données ne nous permet pas de conclure quant à la fiabilité des données.

Pour finir, la contamination du sol ne semble pas avoir d'impact sur la diversité et l'abondance de la flore vasculaire et de l'avifaune. Néanmoins, les plantes herbacées bioaccumulent les ETM en grande quantité dans leurs parties végétatives. De plus, les teneurs en plomb, zinc et cadmium mesurées dans les sols des stations A1 et A2 sont supérieures au seuil légal de phytotoxicité utilisé pour autoriser l'utilisation agronomique d'un sol. Pour la station A3, les teneurs en zinc et cadmium sont supérieures au seuil de phytotoxicité. Pour la station A4, seule la teneur en cadmium est supérieure au seuil de phytotoxicité. Le risque d'impact de la contamination sur les végétaux et les champignons est donc significatif. Les mammifères étant principalement herbivores (56%) et invertivores (11%), des impacts potentiels peuvent être observés. Il existe donc une probabilité de risque d'impacts de la contamination sur les mammifères.

Concernant l'avifaune, leur régime alimentaire est composé d'invertébrés du sol (34%), de végétaux du sol (9%), mais aussi d'invertébrés vivant dans les feuillages (31%) et d'insectes aériens (9%) considérés comme non exposés à la contamination des sols par les ETM. De plus, de par leur mobilité, ces derniers peuvent se nourrir sur des zones moins contaminées. Les oiseaux sont donc peu susceptibles de bioaccumuler les ETM. Il est peu probable d'observer un risque d'impact des ETM des sols sur l'avifaune.

L'objectif d'étude du site A est de déterminer si l'ERE permet d'estimer la compatibilité entre la gestion du site et le risque estimé. En d'autres termes, les questions que nous nous sommes posées, dans ce cas, sont les suivantes.

### **Y-a-t-il un risque d'impact de la contamination en ETM sur les écosystèmes ?**

La méthode britannique d'ERE permet d'affirmer la présence d'un risque avéré pour les écosystèmes concernant le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic et le mercure. Les valeurs seuils (SSV) fournies par l'Environment Agency sont les concentrations à partir desquelles l'écosystème est susceptible d'encourir un risque. Pour que la concentration en arsenic sur la station A1 (la plus contaminée) soit inférieure à la SSV, une dilution de la concentration par un facteur de 4,4 serait à réaliser. Le risque concernant le cadmium étant le plus important, un facteur de dilution de 38 serait nécessaire pour aboutir à un risque acceptable.

La contamination ne semble pas remettre en cause la pérennité des écosystèmes. L'écosystème développé sur la station A1 permet de confirmer cette idée, malgré la faible densité en invertébrés du sol. Cependant, étant donné la très faible diversité de ces derniers, une perturbation supplémentaire pourrait conduire au déclin de l'écosystème. Par préconisation, un indicateur de fonctionnement des sols est en cours de réalisation, et le calcul d'un indice biotique de qualité des sols (IBQS) serait intéressant.

### ***Les plantations sont-elles un bon usage pour limiter le risque pour les écosystèmes ?***

Pour répondre à cette problématique, une comparaison des quotients de risques des stations A1 et AT1 (témoin friche non plantée sur sol pollué) est nécessaire. Cependant, selon la méthode britannique, le calcul du quotient de risque est basé sur la concentration en ETM dans les sols et ne permet pas de différencier deux écosystèmes. Les concentrations en ETM dans les sols de AT1 étant plus faibles, les quotients de risques seront moins élevés que pour A1. Cependant, la méthode ne permet pas de conclure quant à la variabilité du risque selon le mode de gestion du site.

### ***L'ERE permet-elle de différencier les quatre stations du site A ?***

L'ERE réalisée selon la méthode anglaise nous a permis de différencier les quatre stations du site A selon le gradient de contamination. En effet, les quotients de risques calculés et les impacts observés lors des inventaires écologiques montrent que le niveau de contamination des sols en ETM joue un rôle important concernant la décision finale.

Concernant le type de plantation, l'ERA U.K. ne permet pas de répondre directement à cette question car la méthode n'est pas assez précise. Elle ne permet pas de distinguer (et ne le permettra jamais, au contraire d'autres méthodes) les différentes espèces végétales. Cependant, l'ERE permet de répondre indirectement à cette question, car dans le cadre de



U.K. une étude écologique précise est réalisée (contrairement aux autres méthodes). Les éléments écologiques permettent de déduire que les écosystèmes des stations A1, A3 et A4 sont stables. Concernant A3, le contexte agricole présentant peu de nuisances anthropiques joue certainement un rôle important dans cette stabilité. A4 étant la station la moins contaminée, cela peut aussi expliquer la pérennité de son écosystème. En revanche, l'écosystème de la station A2 semble instable.

***Quel type de plantation est le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution aux ETM ?***

Au vu des données historiques du site et des inventaires écologiques, le type de plantation le plus adapté pour réduire le risque lié à une pollution des sols aux ETM, serait une plantation plurispécifique, non symétrique, d'essences arborées, arbustives et herbacées. De plus, l'espace entre les arbres plantés doit être suffisant pour laisser passer la lumière. La plantation d'espèces menacées est à éviter car, étant plus sensibles, elles risquent de disparaître. Enfin, la bioaccumulation des ETM dans les feuilles des différentes essences pourrait être mesurée. Cela permettrait de définir les espèces accumulant le moins les polluants dans leurs parties végétatives. Ainsi, la plantation de ces dernières serait préconisée pour réduire l'exposition de la faune herbivore à la pollution présente sur le site.

## **VI.6. ANALYSE DES INCERTITUDES**

Les incertitudes du niveau 3 portent sur l'interprétation des données. En effet, la complexité du fonctionnement de l'écosystème et le manque de connaissances scientifiques sur les espèces ou les habitats sont des facteurs limitant l'analyse des données écologiques. De plus, le faible échantillon d'individus (les cinq stations d'études) nous invite à la prudence quant à l'interprétation statistique des résultats (comme l'analyse en composantes principales réalisée dans le chapitre 1 de cette partie).

En conclusion, nous pouvons retenir que le niveau 0 est la source d'incertitudes la moins importante de la méthode ERA U.K. d'autant plus que la réduction des incertitudes observées dans les niveaux 0 et 1, concernant respectivement le modèle conceptuel et l'analyse physico-chimique du sol, serait possible avec des moyens budgétaires supplémentaires. La plus grande source d'incertitudes concerne la réalisation des inventaires écologiques (niveau 2) et l'interprétation des données qu'ils génèrent (niveau 3).

Pour finir, cette méthode laisse beaucoup de liberté à l'évaluateur dans ses choix et ses conclusions. C'est pourquoi le nombre d'incertitudes dépend des connaissances et des capacités de réflexion de celui-ci. Cette méthode semble plus adaptée pour des évaluateurs plus expérimentés car l'interprétation des données nécessite des connaissances approfondies en écologie.