



UNIVERSITÉ DE NANTES  
FACULTÉ DES SCIENCES  
ET DES TECHNIQUES

# GUIDE D'USAGE

*La gestion des sols pollués*



Décembre 2016

V.1

## SOMMAIRE

Auteurs.....	4
<i>Porteur du projet :</i> .....	4
<i>Auteurs et Référents scientifiques :</i> .....	4
<i>Conception pédagogique et multimédia :</i> .....	4
Contacts.....	4
Description du module : .....	5
<i>Résumé</i> .....	5
<i>La partie théorique :</i> .....	5
Grain 1.....	5
Grain 2.....	5
Grain 3.....	6
<i>La partie étude de cas :</i> .....	6
Etude de cas 1 : Pollution d'un bassin versant viticole en Alsace.....	6
Etude de cas 2 : Pollution d'une friche urbaine nantaise .....	6
Etude de cas 3 : Jardins urbains et pollution des sols : évaluation des risques et démarches d'experts .....	6
<i>Les objectifs pédagogiques :</i> .....	7
Grain 1 : .....	7
Grain 2 : .....	7
Grain 3 : .....	7
Cas 1 : .....	8
Cas 2 : .....	8
Cas 3 : .....	8
Usage pédagogique du module.....	9
<i>Pour quel public ?</i> .....	9
<i>Pré-requis</i> .....	10
<i>Suggestions d'utilisation</i> .....	10
Parcours complet « type » .....	10
Autres possibilités .....	11
Corrigé des activités .....	12
<i>Grain 1 - Identifier, mesurer et analyser les pollutions des sols - Correction des exercices</i> .....	12

Exercice de compréhension .....	12
<i>Grain 2 – Évaluer les risques d'un sol pollué .....</i>	<i>14</i>
Exercice de compréhension .....	14
<i>Grain 3 - Définir les modalités de gestion de la pollution des sols - Correction des exercices .....</i>	<i>16</i>
2.5.2 Bioremédiation in situ : le bioventing.....	16
2.6 Phytoremédiation .....	18
Exercice de connaissance : Simulation de la biodépollution d'un sable contaminé par du Gadolinium (Gd).....	24
Corrigés des études de cas.....	27
<i>Pollution d'un bassin versant viticole en Alsace .....</i>	<i>27</i>
Introduction .....	27
Devenir des polluants dans les sédiments et proposition de solution de dépollution.....	27
Un focus sur les polluants organiques : .....	28
Un focus sur le polluant inorganique : le cuivre .....	29
<i>Pollution d'une friche urbaine nantaise.....</i>	<i>32</i>
Résumé.....	32
Introduction .....	34
Contexte.....	34
Schéma conceptuel.....	37
Evaluation de l'impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines .....	39
Conclusions .....	51
Références bibliographiques .....	51
<i>Jardins urbains et pollution des sols : évaluation des risques et démarches d'experts .....</i>	<i>55</i>
Deux modèles experts pour le jardinage urbain : Toronto et Paris.....	55
Le cas des jardins partagés des Églantiers .....	60

## AUTEURS

### Porteur du projet :

**Thierry Lebeau** est enseignant-chercheur à l'Université de Nantes et coordinateur du projet de dynamique scientifique régionale POLLUSOLS (<http://www.osuna.univ-nantes.fr/pollusols>). Il participe au programme de recherche [JASSUR](#) (ANR) sur les jardins urbains.

### Auteurs et Référents scientifiques :

**Karine Jezequel** est enseignant-chercheur à l'Université de Haute-Alsace et Maître de Conférences en Chimie du sol, microbiologie, dépollution, phytoremédiation, bioremédiation.

**Daniel Ribera** est docteur en toxicologie de l'environnement et gérant de la société Bio-Tox SARL Spécialiste des risques sanitaires et environnementaux.

**Cécile Le Guern** est Ingénieur de recherche au BRGM (Bureau de recherche géologique et minière) et travaille sur les géosciences et les sols pollués.

**Béatrice Béchet** est chargée de recherche à l'IFSTTAR (Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux) et travaille sur les géosciences et les sols pollués.

**Elisabeth Rémy** est sociologue à INRA-Agroparistech et travaille sur les Controverses environnementales, les analyses des situations d'expertise, les risques environnementaux, l'analyse de la place des jardins collectifs dans leur environnement urbain et la gouvernance des sols pollués.

**Marine Canavese** est doctorante en sociologie au centre Max Weber UMR 5283.

**Frédérique Cadière** est chef de projet à l'ADEME

### Conception pédagogique et multimédia :

**Thomas Laure** est ingénieur multimédia à Resecum.

**Xavier Michel** est docteur en toxicologie de l'environnement et gérant de la société Resecum.

## CONTACTS

Thierry Lebeau - [thierry.lebeau@univ-nantes.fr](mailto:thierry.lebeau@univ-nantes.fr)

Thomas Laure - [thomas.laure@resecum.com](mailto:thomas.laure@resecum.com)

## DESCRIPTION DU MODULE :

### Résumé

La ressource complète est un enseignement de 30 heures sur la gestion des sols pollués. Un premier module porte sur l'identification de sols pollués, la mesure et l'analyse des polluants, le second aborde les méthodes d'évaluation des risques et l'évaluation de l'état des milieux, le troisième définit les moyens et les méthodes de traitement de la pollution. Cet enseignement est complété par 3 études de cas, de durées variables, qui abordent chacune à leur façon la gestion des sols pollués. La première aborde la question du risque et de la position des usagers à travers les jardins partagés de 3 grandes villes. La seconde étude de cas est l'occasion d'analyser et d'étudier la gestion de la pollution d'un bassin versant viticole en Alsace. La troisième porte sur une ancienne décharge municipale pour laquelle l'étudiant devra réaliser un bilan de la pollution et l'impact sur les eaux souterraines sur les 10 années de suivi.

### La partie théorique :

#### Grain 1

Ce grain part de la définition d'un sol, de sa composition, de son origine, de ses compartiments (liquide, solide, gazeux, vivant, non-vivant), en insistant sur le caractère très lentement renouvelable de ce matériau. Ensuite, les notions de sols contaminés vs. pollués sont introduites puis les bases de données (BASIAS, BASOL) sont présentées. Les caractéristiques physico-chimiques des polluants et leur comportement dans le sol sont développés, en distinguant les polluants organiques des polluants inorganiques, avant de terminer sur les paramètres influençant le devenir des polluants dans le sol. Enfin, la démarche pour l'analyse des polluants du sol est décrite, depuis l'échantillonnage, le conditionnement des sols et les précautions à prendre.

#### Grain 2

Ce grain est découpé en cinq parties. La première aborde les généralités sur les dangers, les risques et leur évaluation. Plusieurs concepts et définitions apparaissent tout d'abord (polluant/pollution, toxicologie, écotoxicologie, danger/risque, notion de dose, biodisponibilité/bioaccumulation, etc.) puis les éléments d'évaluation des risques sont présentés ainsi que le cadre réglementaire. La 2<sup>ème</sup> partie se focalise sur l'interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), depuis la caractérisation des milieux jusqu'à l'évaluation de la dégradation de l'environnement imputable à un site pollué. Dans une 3<sup>ème</sup> partie, l'évaluation prospective des risques sanitaires est proposée (identification des dangers, relations doses-réponses, caractérisation des expositions, du risque et des incertitudes). Puis dans une 4<sup>ème</sup> partie, l'impact cumulé de plusieurs activités est brièvement discuté avant d'ouvrir, dans la 5<sup>ème</sup> partie de ce grain, aux actions de communication et à l'implication des parties prenantes.

### Grain 3

Ce dernier grain porte sur la gestion des sites et sols pollués. Les techniques et filières de traitement sont rapidement introduites, de même que les principes et modalités d'intervention et obligations liées aux opérations de réhabilitation. Les critères et les types de traitement sont ensuite détaillés. Les principales méthodes sont abordées : physiques par évacuation ou piégeage de la pollution, chimiques par oxydation vs. réduction in situ, thermiques par vitrification in situ et enfin biologique par bioremédiation (bioventing, biotertre, bioréacteurs) et phytoremédiation. Le grain se poursuit par la présentation de nouvelles stratégies de gestion des pollutions diffuses (phytoremédiation en milieu urbain, statut et réutilisation des terres polluées, cas des terres végétales). Enfin la dernière partie porte sur le positionnement et les jeux d'acteurs ainsi que sur la notion d'expertise.

## La partie étude de cas :

### Etude de cas 1 : Pollution d'un bassin versant viticole en Alsace

L'étude porte sur une zone humide artificielle (ouvrage hydraulique construit à l'exutoire d'un bassin versant viticole pour éviter les inondations lors de forts orages). De nombreuses molécules issues des traitements en viticulture convergent vers ce bassin d'orage ; une partie y est dégradée par la microflore et les végétaux en place. Le glyphosate et le diuron, molécules actives d'herbicides, ainsi que le cuivre sont les contaminants majeurs retrouvés à la fois dans les eaux de ruissellement et dans les sédiments de ce bassin d'orage. L'étudiant devra étudier le devenir des polluants dans les sédiments et proposer une solution de dépollution (bioremédiation pour les herbicides ; phytoextraction du cuivre).

### Etude de cas 2 : Pollution d'une friche urbaine nantaise

Une ancienne décharge municipale de la ville de Nantes (ancienne ICPE de la prairie de Mauves) que l'on peut assimiler à un technosol, fait l'objet d'un suivi réglementaire pour vérifier son impact sur les milieux, et en particulier sur les eaux de surface et les eaux souterraines.

Vous êtes chargé(e) d'étude dans un bureau d'étude mandaté par Nantes Métropole et devez faire un bilan du suivi des 10 dernières années. Vous aurez à compléter l'historique du site, réaliser le schéma conceptuel, évaluer l'impact de la décharge sur les eaux, et enfin présenter les résultats au service technique et aux élus.

### Etude de cas 3 : Jardins urbains et pollution des sols : évaluation des risques et démarches d'experts

Dans une première partie, l'étudiant abordera la problématique de la contamination des jardins urbains par le prisme des sciences sociales. On assiste en effet à un véritable paradoxe : une demande croissante pour les jardins collectifs urbains alors que la qualité de ces sols est encore largement méconnue. Il s'agira donc d'étudier dans le même cadre d'analyse à la fois les évaluations profanes du sol mais aussi celles des experts.

Dans une seconde partie, l'étudiant endossera le rôle d'un(e) chargé(e) d'étude mandaté(e) par la Ville de Nantes pour une étude approfondie : effectuer des analyses, évaluer les risques (jusqu'à

l'EQRS en l'occurrence), si besoin proposer des études/analyses complémentaires et, le cas échéant, proposer une (des) solution(s) de gestion, si pollution il y a.

A l'occasion de l'aménagement d'un nouveau quartier au nord de Nantes, des sols pollués ont été mis à jour faisant craindre à la ville la découverte de pollutions dans le jardin partagé des Eglantiers (2 ha) jouxtant ce site. Les premières investigations révèlent la présence de Plomb (Pb) et d'Arsenic (As) dans le sol et des teneurs en Pb au-dessus du seuil réglementaire dans certains légumes (notamment carottes, poireaux).

## Les objectifs pédagogiques :

### Grain 1 :

À l'issue de la lecture de la ressource, l'étudiant sera en mesure :

- de poser le vocabulaire de base, les caractéristiques et les fonctionnalités des sols, leur rôle dans l'écosystème ;
- d'identifier la nature des pollutions des sols, notamment en France : nature des polluants, lieux/sites pollués connus ;
- de définir les différents paramètres qui influencent les différents comportements des polluants (organiques, inorganiques) dans les sols ;
- de proposer une démarche pour analyser les polluants (stratégie d'échantillonnage, mesures sur site ou au laboratoire).

### Grain 2 :

À l'issue de la lecture de la ressource, l'étudiant sera en mesure :

- d'acquérir le vocabulaire sur les dangers, expositions et risques ;
- d'appréhender les concepts généraux de l'évaluation des risques ;
- d'appréhender les spécificités de l'évaluation des risques des sols pollués ;
- de contribuer à évaluer les risques des sols pollués.

### Grain 3 :

À l'issue de la lecture de la ressource, l'étudiant sera en mesure :

- d'intégrer les différentes étapes d'une opération de gestion des sols pollués (avant, pendant et après) : enjeux réglementaires, faisabilité et coût des techniques, obligations de moyens et de résultats, etc. ;
- de comprendre et connaître les différentes techniques de gestion des sols pollués, en distinguant les pollutions ponctuelles des pollutions diffuses. Il sera en mesure d'effectuer un premier choix des techniques adaptées aux cas de figure à gérer, dans une logique de gestion durable des sols et de l'environnement ;

- de mettre en perspective les opérations de gestion, en tenant compte de la position des parties prenantes ;
- d'intégrer l'évolution des pratiques de gestion des sols pollués.

#### Cas 1 :

À l'issue de l'étude de cas l'étudiant sera en mesure :

- de caractériser la situation ;
- d'évaluer les risques ;
- de préconiser des solutions de traitement.

#### Cas 2 :

À l'issue de l'étude de cas l'étudiant sera en mesure :

- de constituer l'historique du site ;
- de schématiser/synthétiser les informations ;
- d'évaluer l'impact du site sur les eaux souterraines et les eaux de surface ;
- d'interpréter les résultats en termes d'impact sur les eaux ;
- de communiquer sur les résultats.

#### Cas 3 :

À l'issue de l'étude de cas l'étudiant sera en mesure :

- de constituer l'historique du site ;
- d'identifier la pollution, son origine et les parcelles touchées ;
- d'évaluer les risques auxquels sont exposés les usagers ;
- d'argumenter sur la méthode d'EQRS ;
- de concevoir un plan de gestion.

## USAGE PÉDAGOGIQUE DU MODULE

### Pour quel public ?

Cette ressource propose d'approfondir sous l'angle spécifique des sols, la connaissance des problématiques de la dégradation des écosystèmes anthropisés sur les plans écologique (fonctionnement/dysfonctionnement des écosystèmes), socio-économique et réglementaire.

Ce module pourrait s'inscrire dans des filières spécialisées en gestion des risques environnementaux et de santé publique dès la 2<sup>ème</sup> année de licences spécialisées dans ces domaines, dans les IUT hygiène sécurité environnement (HSE) ou encore au niveau master quand la spécialisation intervient après la licence (ex. Master GRiSSE, Université de Nantes).

Des exemples de filières concernées ci-dessous :

Niveau	Intitulé de la formation	Formation diplômante (oui/non)	Établissement
II	Master 1 en gestion des risques santé, sécurité et environnement	Oui	Université de Nantes
I	Master 2 en gestion des risques santé, sécurité, environnement	Oui	Université de Nantes
III	IUT Génie Biologique (Génie de l'Environnement)	Oui	Université de Nantes (La Roche sur Yon)
III	Licence Protection de l'environnement Spécialité : Géologie de l'aménagement	Oui	Université de Nantes
II et I	M1 STUE / M2 Terre Planète Environnement (option Cartographie et Gestion de l'Environnement)	Oui	Université de Nantes
III	2 <sup>e</sup> année IUT Hygiène sécurité et environnement initial et par apprentissage	Oui	Université de Haute Alsace
III	2 <sup>e</sup> année IUT Hygiène sécurité et environnement par apprentissage	Oui	Université de Haute Alsace
II	Filière Science et Techniques de l'Univers et Environnement	Oui	Université de Nantes

II	2 <sup>e</sup> année d'école : Outil d'aide à la décision en matière de sols radio-contaminés. Démarche d'enseignement interdisciplinaire associant la radiochimie, la sociologie et l'urbanisme	Oui	École des Mines de Nantes
I	M2 SIE	Oui	Université d'Angers
II et I	Option PhyCité 2 <sup>e</sup> et 3 <sup>e</sup> année		Ecole Centrale de Nantes
I	Option Sites et sols pollués 3 <sup>e</sup> année		EME Rennes

## Pré-requis

Il est conseillé que les étudiants possèdent un premier bagage sur les notions d'écologie et de gestion des risques environnementaux tels que présentés, par exemple, dans la ressource UVED "Principes de gestion des risques chimiques, physiques et biologiques en entreprise".

Et également un prérequis en science du sol (caractéristiques, organisation et fonctionnement physico-chimique et biologique)

## Suggestions d'utilisation

### Parcours complet « type »

Le module est conçu pour être suivi entièrement à distance ou en semi présentiel.

Dans un premier temps, les grains pédagogiques 1, 2 et 3 permettent d'apporter des connaissances autour de la pollution des sols permettant un enchaînement logique :

1. Identifier, mesurer et analyser les pollutions des sols ;
2. Evaluer les risques d'un sol pollué ;
3. Définir les modalités de traitement de la pollution des sols.

Chacun de ces grains :

- Nécessite environ 7h d'activités pédagogiques pouvant se faire en autonomie en FOAD avec le soutien d'un enseignant ;
- Comprend un exercice d'application ;
- Intègre des vidéos de conférences qui viennent illustrer l'ensemble des grains et peuvent être utilisées comme support d'exercice ou de débat.

Dans un second temps il pourra être proposé aux étudiants 3 études de cas de complexité croissante permettant de mettre en pratique les notions abordées dans les grains théoriques (1, 2 et 3) :

1. Pollution d'un vignoble alsacien (7h) ;
2. Pollution d'une friche urbaine nantaise (7h) ;

3. Jardins urbains et pollution des sols : évaluation des risques et démarches d'experts (14h à 20h en fonction du nombre d'étudiants par groupe et des ressources pédagogiques mobilisées).

Nous suggérons que la restitution des études de cas puisse faire l'objet d'un oral à partager entre les différents groupes de 3 à 4 étudiants complété par un rendu écrit.

#### Autres possibilités

- Les grains théoriques pourraient venir s'intégrer dans d'autres parcours plus spécifiquement dédiés à la connaissance des pollutions (air, sol, eau...), à l'évaluation sanitaire des risques liés à la pollution (grain 2) ou à l'ingénierie du traitement des pollutions (grains 3) en fonction de la construction des programmes des filières concernées.
- On pourrait également imaginer de demander de traiter les études de cas (une ou plusieurs) en demandant de faire référence au cours théoriques en incluant des questions ciblées faisant le lien entre l'étude de cas et des éléments du cours incitant les étudiants à explorer les contenus pour répondre au cas et leur faire faire des liens entre théorie et pratique.
- Nous proposons l'usage de l'outil « Pairform » permettant d'animer les échanges autour de la ressource.

## Grain 1 - Identifier, mesurer et analyser les pollutions des sols - Correction des exercices

### Exercice de compréhension

#### Énoncé de l'exercice :

Un viticulteur vient d'acquérir une nouvelle parcelle sur le bassin versant d'étude et décide d'y planter des piloselles en inter-rang afin de limiter l'érosion du sol. Mais il se rend vite compte que ces dernières présentent un problème de croissance. Inquiet, il décide de se renseigner sur l'historique de cette parcelle. Il s'avère que son sol avait été traité 12 mois avant avec un herbicide A à une dose de  $2\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  et donc il suspecte un problème de phytotoxicité des résidus de cet herbicide restant dans le sol lors de l'implantation des piloselles.

Pour en avoir le cœur net, le viticulteur décide de faire appel à un laboratoire d'analyses. Ce dernier se propose d'échantillonner l'horizon de surface (0-25cm) de sa parcelle et de doser les résidus de cet herbicide.

Sur le rapport d'analyse, il est noté :

Sol échantillonné le 20 juillet 2016 à 9h  
Teneur en carbone organique de  $40\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$   
Densité apparente du sol : 2  
Humidité de 20% (volume d'eau par masse de sol sec).  
Méthode d'analyse utilisée : HPLC-MS avec une limite de quantification de  $2\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ .  
Données concernant l'herbicide A:  
Koc =  $250\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$   
DT50 de A entre 50 et 180 jours

- a) **En fonction de la persistance prévue, est ce que la teneur en résidus de A dans le sol est compatible avec les limites de quantifications analytiques ?**

NB : on supposera que l'herbicide se dégrade selon une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre ( $C=C_0e^{-kt}$ ).

- b) **Après analyse, la concentration de A retrouvée dans le sol a été de  $40\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Pour réaliser une estimation des risques de phytotoxicité, le technicien du laboratoire a retrouvé dans la littérature des données de phytotoxicité de la piloselle pour cet herbicide : une concentration en solution de  $2\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  peut entraîner une réduction de 25% de la matière sèche des parties aériennes.**

**Est-ce possible que la mauvaise croissance des piloselles observée correspond à un problème lié aux résidus d'herbicide restants dans le sol ? Commenter vos résultats.**

#### Corrigé de l'exercice

Cinétique de 1er ordre  $C=C_0\cdot e^{-kt}$  avec ici,  $C_0$  la concentration initiale de l'herbicide A.

Dans un premier temps, il faut calculer k pour ensuite calculer C pour un temps  $t=12$  mois.

Quand  $t=DT50$ , cela signifie que  $C=C_0/2$

Donc  $C_0/2 = C_0 e^{-kDT50}$  ce qui conduit à  $k = \ln 2 / DT50$

Donc pour une  $DT50 = 50$  jours,  $k = 0,0139 \text{ jours}^{-1}$  et pour une  $DT50 = 180$  jours,  $k = 0,00385 \text{ jours}^{-1}$

Il faut ensuite calculer la concentration  $C_0$  ; pour cela il faut calculer le volume de terre traitée par l'herbicide  $V = 10\,000 \times 0,25 = 2\,500 \text{ m}^3 = 2\,500\,000 \text{ dm}^3$  car  $1\text{ha} = 10\,000 \text{ m}^2$  et  $25\text{cm}$  de profondeur =  $0,25\text{m}$ .

Donc la masse de sol traitée est  $m = \text{densité apparente} \times V = 2 \times 2\,500\,000 = 5 \times 10^6 \text{ kg}$  de sol

Sur ce sol,  $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  d'herbicide a été épandu donc la concentration  $C_0$  est égale à  $4 \cdot 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  de sol soit  $0,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  de sol

Nous pouvons donc à ce stade calculer la concentration d'herbicide restant dans le sol au bout d'un an, soit 365 jours :  $C = C_0 \cdot e^{-365k}$

donc pour  $D50 = 50$  jours,  $C = 0,0025 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} = 2,5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$

et pour  $D50 = 180$  jours,  $C = 3,15 \cdot 10^{-7} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} = 0,000315 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$

Nous pouvons donc conclure que si  $DT50 = 50$  jours, la teneur en résidus de A dans le sol est compatible avec les limites de quantifications analytiques.

A partir des valeurs du coefficient d'adsorption il est possible d'estimer la fraction (f) susceptible de se trouver dans la solution du sol, la solution du sol correspondant à la teneur en eau dans l'échantillon de sol (H, 20 %) :

$$f = Q_{\text{solution}} / Q_{\text{total}} = Q_{\text{solution}} / (Q_{\text{solution}} + Q_{\text{adsorbé}}) \quad [1]$$

où Q est la quantité d'herbicide (total, en solution ou adsorbé),  $Q_{\text{adsorbé}}$  étant noté "x" dans la suite du texte.

Les différentes quantités peuvent être calculées de la manière suivante :

$$Q_{\text{solution}} = C V$$

où C est la concentration en herbicide de la solution du sol, et V est le volume de la solution du sol.

$Q_{\text{adsorbé}}$  peut être calculée à partir du coefficient d'adsorption :

$$K_d = (x/m) / C$$

où m est la masse de sol,

$$Q_{\text{adsorbé}} = x = C K_d m$$

Substituant dans l'équation [1] :

$$f = C V / (C V + C K_d m)$$

et simplifiant par  $CxV$ , sachant que  $m = V/0,3$  (humidité 30%)

$$f = 1 / (1 + K_d/H) ; H \text{ étant la teneur en eau } (m/V).$$

Dans l'exemple, il faut calculer  $K_d$  à partir du  $K_{oc}$ , sachant que

$$K_{oc} = K_d \cdot 100 / \%C_{org}$$

Le  $K_d$  sera donc de 10. Donc la fraction en solution f pour 20% d'humidité sera 0,0196. Comme la quantité totale d'herbicide est de  $40 \mu\text{g}/\text{kg}$ , la quantité en solution sera  $0,784 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  qui sera dans l'eau correspondant à 20% d'humidité. Donc la concentration estimée dans la solution du sol, ou concentration d'herbicide disponible, sera de  $3,92 \mu\text{g}/\text{L}$ . Comme le test de phytotoxicité sur la

piloselle avait révélé des effets à partir d'une concentration de 2 µg/L, il est donc possible que la phytotoxicité observée soit une conséquence de la persistance de l'herbicide dans le sol.

## Grain 2 - Évaluer les risques d'un sol pollué

### Exercice de compréhension

#### Énoncé de l'exercice :

Vous réalisez un test de toxicité chronique sur des vers *Eisenia fetida*. Dix vers sont utilisés pour chaque dose et 4 répliquas sont réalisés.

Vous obtenez les résultats suivants :

Evolution du poids corporel (g)

Concentration (mg/kg)	Répliqua 1	Répliqua 2	Répliqua 3	Répliqua 4
0	3.20	3.10	3.00	3.40
1	3.00	3.40	3.30	3.10
5	3.10	3.10	3.20	3.00
25	2.70	2.60	2.90	2.80
125	2.3	2.2	2.6	2.9
625	2.1	2.2	2.3	2.2
3125	1.3	1.5	1.4	1.3
15625	0.5	0.6	0.4	0.5

Définissez les termes :

1. NOEC
2. LOEC
3. CE50

Déterminez les valeurs des :

1. NOEC
2. LOEC
3. CE50

#### Corrigé de l'exercice :

##### a) Définitions:

La NOEC (No Observed Adverse Concentration) correspond à la dose à laquelle aucun effet (nocif) n'est observé, ou encore la plus forte dose n'entraînant aucun effet toxique.

La LOEC (Lowest Observed Adverse Concentration) correspond à la dose efficace la plus faible sur une courbe dose-réponse, ou à la plus faible dose provoquant un effet.

La CE50 est la dose qui entraîne un effet sur la moitié du lot d'animaux de laboratoire soumis au toxique étudié.

### b) Déterminez les valeurs des NOEC, LOEC et CE50

Ces calculs se font avec des logiciels spécialisés comme Excelstats ou sur des papiers lof-probits.

En leur absence, il est possible de déterminer des approximations de manière graphique :

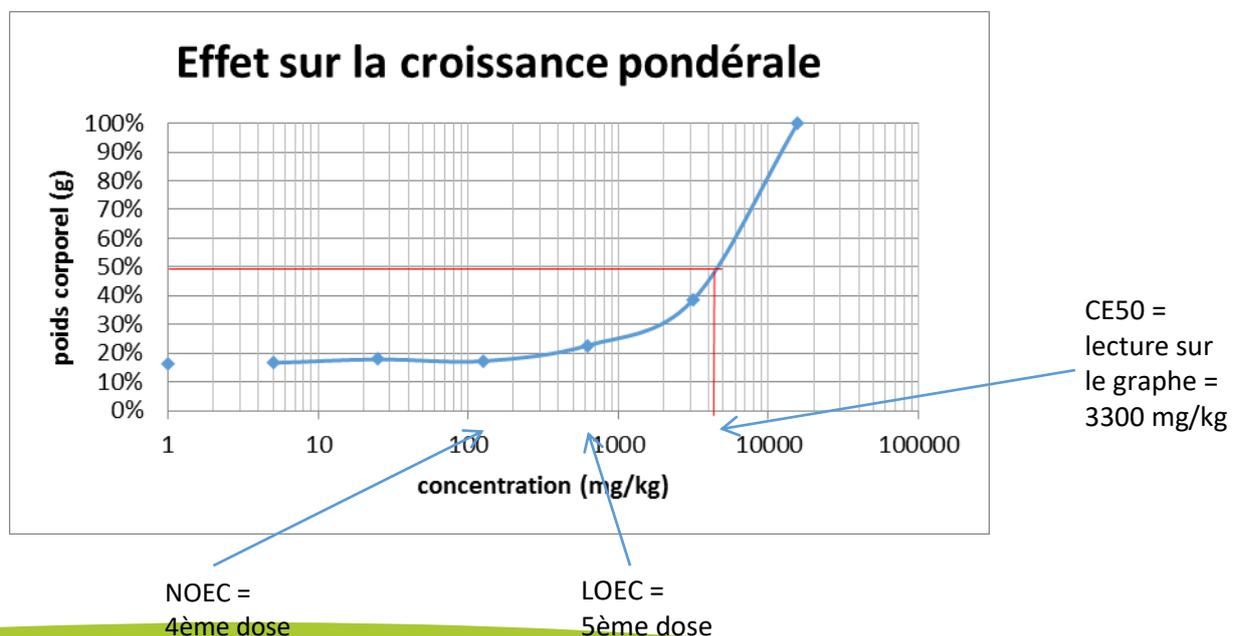
#### 1. Calculer les moyennes et les exprimer en % d'effet.

Concentration (mg/kg)	Répliqua 1	Répliqua 2	Répliqua 3	Répliqua 4	moyenne	%
0	3.20	3.10	3.00	3.40	3.18	15%
1	3.00	3.40	3.30	3.10	3.20	16%
5	3.10	3.10	3.20	3.00	3.10	17%
25	2.70	2.60	2.90	2.80	2.75	18%
125	2.3	2.2	2.6	2.9	2.5	17%
625	2.1	2.2	2.3	2.2	2.2	23%
3125	1.3	1.5	1.4	1.3	1.375	38%
15625	0.5	0.6	0.4	0.5	0.5	100%

#### 2. Construire la relation dose effet

Identifier les NOEC et LOEC

Déterminer la CE50



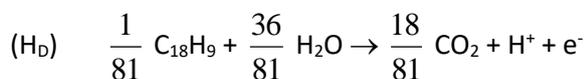
## Grain 3 - Définir les modalités de gestion de la pollution des sols - Correction des exercices

### 2.5.2 Bioremédiation in situ : le bioventing

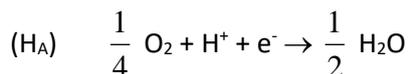
#### Enoncé de l'exercice:

Pour déterminer les besoins théoriques en oxygène, on se basera sur la formule chimique des 16 HAP dosés et de leurs proportions respectives dans le mélange afin de définir une formule moyenne (dans l'exercice,  $C_{18}H_9$ ).

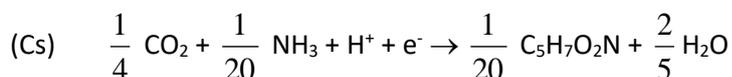
La  $\frac{1}{2}$  réaction du donneur d'électrons s'écrit alors :



En conditions aérobies, l'accepteur d'électrons est l'oxygène de l'air et la réaction s'écrit :



L'équation globale doit tenir compte de la synthèse de biomasse. Avec l'ammonium comme source d'azote et avec une biomasse dont la formule théorique est  $C_5H_7O_2N$ , la réaction de synthèse s'écrit :



La réaction globale est alors  $H_D + f_e H_A + f_s C_S$  avec :

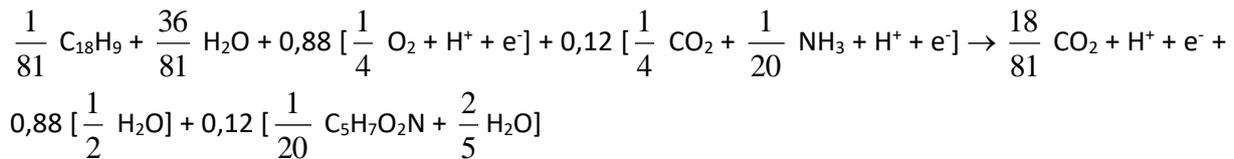
- $f_e$ , fraction de la matière organique oxydée pour fournir de l'énergie au système
- $f_s$ , fraction de la matière organique oxydée pour la synthèse de biomasse

- Donner la réaction globale pour (1)  $f_s = 0,12$  et  $f_e = 0,88$  (cas d'une croissance lente) et (2)  $f_s = 0,6$  et  $f_e = 0,4$  (cas d'une croissance rapide)
- Calculer la quantité d'oxygène ( $O_2$ ), à apporter par kg d'HAP
- Pour décontaminer 200 tonnes de sol contenant en moyenne 1000 ppm de HAP, calculer la quantité d'oxygène à apporter. En déduire le volume d'air (à 20% d' $O_2$ ) à apporter. De manière qualitative, la valeur du débit d'air dépendra de quel paramètre ?

#### Corrigé de l'exercice :

##### a) Réaction globale :

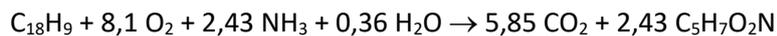
- Pour  $f_e = 0,88$  et  $f_s = 0,12$  (cinétique lente), cela donne :



En simplifiant, on obtient :



- Pour  $f_s = 0,6$  et  $f_e = 0,4$  (cinétique rapide), on obtient :



### b) Calcul de la quantité d'oxygène pour dégrader les HAP

- Pour  $f_e = 0,88$  et  $f_s = 0,12$  (cinétique lente), cela donne :

$$\frac{m_{O_2}}{m_{C_8H_9}} = \frac{n_{O_2} \times MMO_2}{n_{C_8H_9} \times MMC_8H_9}$$

$$- \text{AN} : \frac{m_{O_2}}{m_{C_8H_9}} = \frac{17,8 \times 32}{1 \times 225} = 2,53 \text{ kg } O_2/\text{kgHAP}$$

- Pour  $f_s = 0,6$  et  $f_e = 0,4$  (cinétique rapide), on obtient :

$$\frac{m_{O_2}}{m_{C_8H_9}} = \frac{8,1 \times 32}{1 \times 225} = 1,15 \text{ kg } O_2/\text{kgHAP}$$

### c) 200 tonnes de sol à 1000 ppm (1000 mg/kg soit 1kg/t de HAP)

- Quantité de HAP :

$$200 \times 1 \text{ kg/t} = 200 \text{ kg d'HAP}$$

- Quantité d'oxygène pour dégrader les HAP :

Croissance lente :

$$200 \times 2,53 = 506 \text{ kg}$$

$$n_{O_2} = \text{quantité } O_2/MMO_2$$

$$n_{O_2} = 506000/32 = 15812 \text{ moles d'oxygène}$$

Croissance rapide :

$$200 \times 1,15 = 230 \text{ kg}$$

$$n_{O_2} = 230000/32 = 7187 \text{ moles d'oxygène}$$

- Volume d'air à apporter :

Croissance lente :

On utilise la loi des gaz parfaits :  $PV = nRT$  soit  $V = n RT/P$

$$\text{Nombre de moles d'air (à 20% d'O}_2) = 15812/0,2 = 79062 \text{ moles}$$

$$\text{En prenant la constante des gaz parfaits } RT/P = 22,4 \text{ L, } V = 79062 \times 22,4 = 1770988 \text{ L}$$

Croissance rapide :

V = 805000 L

## 2.6 Phytoremédiation

### Exercice 1 - Rhizodégradation et la phytoextraction

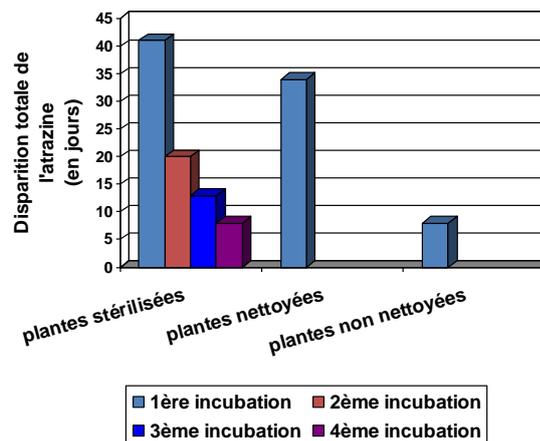


Figure 022 : Dégradation de l'atrazine par *Phragmites australis* en comparant trois modalités (d'après McKinlay et al. 1999) : 1/ plantes dont le système racinaire a été débarrassé de ses microorganismes rhizosphériques (« plantes stérilisées »), 2/ racine

#### Enoncé de l'exercice 1 :

On cultive des plantes (*Phragmites australis*) dans un bassin d'orage à partir duquel trois lots sont constitués qui sont cultivés au laboratoire en conditions hydroponiques (milieu de culture liquide), en présence d'atrazine. Pour le premier lot (« plante stérilisées »), les racines sont désinfectées ; pour le deuxième (« plantes nettoyées »), les racines sont grossièrement nettoyées ; enfin pour le troisième lot (« plantes non nettoyées »), les plantes sont utilisées directement. Pour le traitement (« plante stérilisées »), les mêmes plantes sont cultivées (incubées) quatre fois successivement et la désinfection des racines n'est réalisée qu'au début de l'expérience, avant la première incubation. En revanche, à chaque nouvelle incubation, le milieu de culture contenant de l'atrazine est renouvelé.

Expliquer pourquoi la durée pour la disparition totale de l'atrazine diffère selon le traitement. Pour le traitement « plantes stérilisées », pourquoi la durée diminue à chaque nouvelle incubation ?

#### Corrigé de l'exercice 1 :

Pour le traitement « plantes stérilisées », la durée pour la disparition totale de l'atrazine est de 40 jours. Elle est réduite à 34 et 7 jours respectivement pour les traitements « plantes nettoyées » et « plantes non nettoyées ».

Pour le traitement « plantes stérilisées », cette durée diminue à chaque nouvelle incubation pour atteindre, à la 4ème incubation, la durée obtenue avec le traitement « plantes non nettoyées ».

Les différences de durée de disparition totale de l'atrazine s'expliquent par la nature des traitements appliqués aux racines. Dans le traitement « plantes stérilisées » (1ère incubation), les racines ont été quasiment totalement débarrassées de leurs microorganismes rhizosphériques, alors qu'elles ne

l'ont été que partiellement pour le traitement « plantes nettoyés » et pas du tout pour le traitement « plantes non nettoyées ». On peut donc en conclure que la plante, sans ses microorganismes rhizosphériques, peut éliminer l'atrazine en 40 jours alors que cette durée diminue en présence de microorganismes, d'autant plus vite qu'ils sont plus nombreux (7 jours pour le traitement « plantes non nettoyées »). Cette hypothèse est renforcée par les résultats des incubations successives avec le traitement « plantes stérilisées ». La durée de disparition de l'atrazine diminue à chaque nouvelle incubation pour atteindre à la 4ème la durée obtenue lors du traitement « plantes non nettoyées », ce qui traduit la recolonisation des racines par les microorganismes de l'environnement.

## Exercice 2 - La phytotechnologie

### **Enoncé de l'exemple 1 : phytoremédiation d'un sol contaminé par du TCE :**

Le but de la phytotechnologie est de créer dans le sol une dépression qui permette d'entraîner l'eau vers la plante via ses racines.

**La quantité de polluant extrait et accumulé par les plantes (U, en mg. an<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>) s'écrit comme suit :**

$$U = FC \times T \times C \quad (1)$$

avec :

FC, facteur de concentration du polluant dans la plante

T, transpiration de la végétation (en L/an)

C, concentration en polluant dans la phase aqueuse du sol ou du sous-sol (en mg/L)

**Le taux de dépollution annuelle (k, an<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>) est :**

$$k = \frac{U}{M_0} \quad (2)$$

avec M<sub>0</sub>, quantité initiale de polluant (en mg)

On estime la quantité restante de polluant et du temps nécessaire à la dépollution comme suit :

$$M = M_0 e^{-kt} \quad (3)$$

avec M, quantité de polluant au temps t (en mg)

- a) Déterminer la quantité de polluant extrait et accumulé par les plantes
- b) Déterminer t à partir de l'équation (3). Calculer le temps nécessaire pour éliminer 90% de la pollution.

AN : quantité total de TCE dans le sol, 2,47 t/ha

Concentration en TCE dans la phase liquide du sol, 100 mg/L

Plantation de peuplier, 3700 arbres/ha

Après 2-3 ans, la transpiration est de 2274 L/arbre/an

FC = 0,74 pour le TCE

### **Corrigé de l'exemple 1 : phytoremédiation d'un sol contaminé par du TCE :**

- a) Quantité de polluant extrait et accumulé par les plantes (U, en mg/an) :

$$U = FC \times T \times C$$

$$FC = 0,74$$

$$T = 2274 \text{ (L/arbre.an)} \times 3700 \text{ (3700 arbres/ha)}$$

$$C = 100 \text{ mg TCE/L}$$

$$\text{D'où } U = 6,22 \cdot 10^8 \text{ mg (0,622t) TCE extrait/an.ha}$$

**b) Estimation du temps nécessaire pour éliminer 90% de la pollution :**

M : quantité de polluant au temps t (en mg)

Mo : quantité initiale de polluant (en mg). AN : 2,47t/ha

$$\text{Taux de dépollution annuelle (k, an}^{-1}\text{) : } k = \frac{U}{M_o}$$

$$\text{AN : } k = 0,622/2,47 = 0,25$$

Estimation de la quantité restante de polluant :

$$M = M_o e^{-kt}$$

$$\text{D'où } \frac{M}{M_o} = e^{-kt}$$

$$\text{D'où } \ln\left(\frac{M}{M_o}\right) = -kt$$

$$\text{D'où } t = -\ln\left(\frac{M}{M_o}\right) \times \frac{1}{k}$$

$$\text{D'où } t = -\ln\left(\frac{M}{M_o}\right) \times \frac{M_o}{FC \times T \times C}$$

AN :  $M/M_o = 0,1$  (car objectif d'élimination de 90% du TCE)

$$\text{D'où } t = 9,2 \text{ ans}$$

**Enoncé de l'exemple 2 : sol contaminé au plomb**

Un sol est contaminé avec 600 mg Pb/kg de sol sur 30 cm de profondeur (densité du sol : 1,5). Il est considéré dépollué lorsque la concentration est de 400 mg/kg.

De la moutarde indienne est utilisée pour extraire le Pb, à raison de 3 coupes par an. En rajoutant de l'EDTA au sol, la concentration en Pb dans la plante peut atteindre 5000 mg/kg de matière sèche végétale. 7,4 tonnes de matière sèche végétale/ha peuvent être récoltés par coupe.

On supposera que la cinétique est d'ordre 0. Par conséquent la quantité de Pb accumulé annuellement par la biomasse est constante

Déterminer le temps nécessaire pour dépolluer le sol.

**Corrigé de l'exemple 2 : sol contaminé au plomb :**

- a) Quantité (Q) de Pb/ha sachant qu'on considère le sol dépollué lorsque la teneur en Pb descend à 400 mg/kg

$$Q=(600-400)\text{g/t sol} \times 10000 \text{ m}^2 \times 0,3 \text{ m} \times 1,5 \text{ t/m}^3 = 9.10^5 \text{ g/ha}$$

b) Quantité de Pb phytoextraite (P)

$$P = 5000 \text{ g/t} \times 7,4 \text{ t/ha} \times 3 = 1,1.10^5 \text{ g/ha.an}$$

c) Durée de dépollution (t)

Cinétique d'ordre 0 donc vitesse de dépollution constante au cours du temps.

$$t=Q/P=9.10^5 /1,1.10^5 =8,2 \text{ ans}$$

### Exercice 3 - Éliminez le cadmium

#### Enoncé de l'exercice 3 :

Conc. initiale dans le sol (mg kg <sup>-1</sup> )	8.9
<i>Lolium perenne</i>	0.08
<i>Lactuca sativa</i>	0.33
<i>T. caerulescens</i>	22.4

Parameter	Zn	Cd
Metal concentration of the sintel (mg kg <sup>-1</sup> )	15,000	7.0
Metal concentration in the above-ground biomass (mg kg <sup>-1</sup> )	1185	1.2
Final soil concentration (mg kg <sup>-1</sup> )	200	1.0

Figure 026 : % de cadmium « disponible » extrait par phytoextraction en 3 mois de culture (Gérard et al. 2000)

Tableau 011 : Phytoextraction *in situ* de résidus de fonderie de Cd/Zn (Budel Dorplein/NL) avec *Agrostis Capillaris* (*Poaceae*) (Ernst, 2005).

A partir des données de la figure 026, vous déterminerez la durée théorique pour éliminer tout le cadmium « disponible » en utilisant la plante *Thlaspi Caerulescens* (renommée *Noccaea caerulescens*).

A partir des données du tableau 011 pour le cadmium, vous calculerez le nombre d'années nécessaires pour faire baisser la concentration totale dans le sol à 1 mg/kg.

On supposera que la densité apparente du sol est de 1,2 T/m<sup>3</sup> et que le Cd est présent sur les premiers 30 cm d'épaisseur du sol. Le rendement annuel en biomasse pour *Agrostis Capillaris* est de 4 t/ha/an.

Que concluez-vous des différences de résultats entre les deux expériences ? On fera l'hypothèse que les différences observées ne s'expliquent pas, ou à la marge, par des différences de performance de phytoextraction et/ou de propriétés du sol.

#### Corrigé de l'exercice 3 :

Dans les deux cas suivants (Figure 026, tableau 011), les teneurs totales en cadmium sont proches : 8,9 mg/kg dans le premier cas ; 7 mg/kg dans le second.

Dans le premier cas, environ une année sera nécessaire pour extraire le cadmium « disponible » du sol :  $100 \times 3/22,4 = 13,4$  mois.

Dans le second cas, on calcule d'abord la quantité de Cd à éliminer par ha :

Quantité Cd (g/ha de sol) = (concentration initiale – concentration finale) × masse de sol (par ha)

AN :  $Q_{Cd\ sol} = (7-1) \times 10000 \times 0,3 \times 1,2 = 21600$  g/ha.

Quantité de Cd accumulé par *Agrostis Capillaris* (g/ha/an) = rendement de biomasse × concentration en Cd dans les parties récoltables de la plante.

AN :  $Q_{Cd\ plante} = 4 \times 1,2 = 4,8$ g/ha.

Durée de dépollution (D en années) =  $Q_{Cd\ sol} / Q_{Cd\ plante}$

AN :  $D = 21600 / 4,8 = 4500$  ans pour abaisser la teneur en Cd total à 1 mg/kg (7 mg/kg avant dépollution).

Le temps nécessaire pour éliminer la fraction « disponible », c'est-à-dire la fraction susceptible d'être présente dans la solution du sol et celle facilement mobilisable (Ex : Cd échangeable), est très court comparé à la durée théorique pour éliminer la totalité du cadmium (quelle que soit sa forme chimique dans le sol et donc sa capacité à être ou pas disponible).

Dans une logique de gestion des risques, il paraît raisonnable de se limiter à la fraction « disponible » puisque le reste du Cd ne le sera jamais, en tout cas sur des pas de temps très importants.

On notera que le calcul théorique pour éliminer le Cd total reste théorique puisque les plantes ne seront capables de prélever que la fraction phytodisponible.

## Exercice 4 : Coût de la phytoextraction

### Enoncé de l'exercice 4 :

L'agromine peut être une activité rentable pour les agriculteurs, si les terres sont enrichies en métaux (Ex : Nickel) et qu'elles sont peu adaptées à la production alimentaire (grandes cultures tel que le blé, maïs, tournesol).

Le rendement en biomasse végétale accumulatrice de Ni est de 6T/ha. Elle contient 1,15% de Ni.

Si on admet un coût de production de 390€/ha, un coût de la location des terres de 150€/ha, une valeur commerciale du Ni de 30€/kg (en 2008), à laquelle doit être soustrait 20% de cette valeur pour couvrir les coûts de récupération du Ni, calculer la marge (en €/ha).

Pour information, le cours du nickel a baissé (10€/kg en 2016). Est-ce encore rentable pour un agriculteur de pratiquer la phytoextraction par comparaison à la marge obtenue pour une culture de blé (100 à 300€/ha, selon l'année) ?

### Corrigé de l'exercice 4 :

Quantité de Ni dans la plante (kg/ha) :  $6000 \times 0,0115 = 69$

Valeur annuelle d'une culture (en €/ha) en 2008 :  $69 \times (30 - 0,2 \times 30) = 1656$

Marge annuelle (en €/ha) =  $1656 - (390 + 150) = 1116$

Avec le cours du Ni de 2016, la marge annuelle n'est que de 12€/ha/an.

En conclusion, l'utilisation de plantes en phytomine (ou agromine) peut être rentable pour un agriculteur dont les sols sont riches en Ni mais lorsque les cours sont plus hauts que celui de 2016.

La marge nette en 2008 était de 1000€/ha et de 300€/ha en 2016. Malgré la baisse des cours du Ni, la marge reste plus élevée que celle du blé (100 à 300€/ha, selon l'année).

## Exercice de connaissance : Simulation de la biodépollution d'un sable contaminé par du Gadolinium (Gd)

### Enoncé de l'exercice :

Une commune du littoral atlantique souhaite décontaminer 300 tonnes de sable de plage pollué par du gadolinium (Gd). Le diagnostic effectué par une société spécialisée montre que deux traitements sont possibles et doivent se dérouler ex-situ :

- traitement par voie chimique en complexant le  $Gd^{2+}$  avec de l'EDTA ;
- traitement par voie biologique où la bactérie AE CH34 est utilisée comme complexant.

Avant de passer à la phase de traitement, une simulation au laboratoire doit déterminer lequel de ces deux traitements est à envisager. Une étude préliminaire montre que l'adsorption du Gd sur la bactérie est optimale en phase stationnaire de croissance dans un milieu riche. La quantité maximale adsorbée  $q_{max} = 110 \mu\text{moles Gd/g MS}$  ou  $16,42 \mu\text{moles Gd/g MH}$  (MS = matières sèches, MH matières humides), avec la masse molaire de Gd 451 g.

On se propose de suivre la désorption du Gd par méthode biologique et chimique lors d'essais de simulation en colonnes (Figure 1).

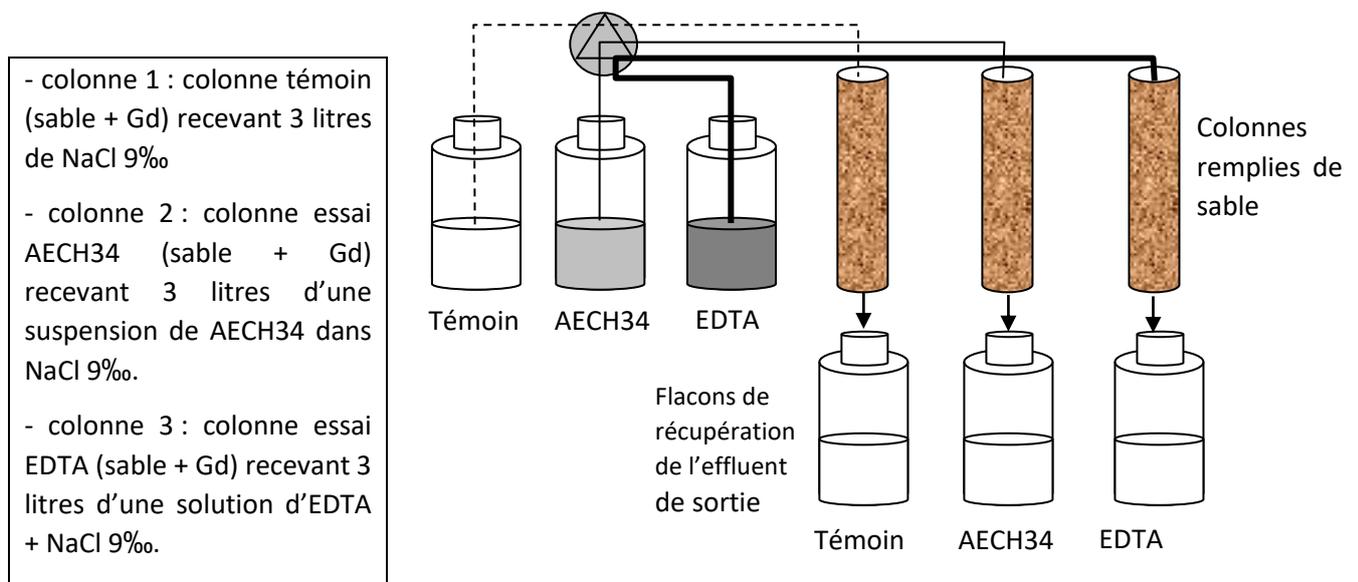


Figure 1 : montage expérimental

Du sable pollué est introduit dans des colonnes de 30 cm de haut à raison de 60 grammes de sable sec. La concentration en Gd est de 45,53 mg/60 g de sable sec. Le volume interstitiel de la colonne est de 14 ml.

Le montage comporte une pompe qui alimente 3 colonnes. Les solutions ou suspension percolent du haut vers le bas. L'expérience dure 5 jours. Auparavant, il faut effectuer un certain nombre de calculs théoriques.

**a) Quantité de bactérie à resuspendre**

Dans les 3 litres de NaCl, une quantité suffisante de bactéries doit être resuspendue afin de garantir l'adsorption maximale (théorique) du Gd. Connaissant le  $q_{max}$  de la souche pour le Gd, calculer la masse humide de bactéries à mettre en suspension dans les 3 litres de NaCl.

**b) TRH (temps de résidence hydraulique)**

Le débit est ajusté à 20 mL /h, calculer le TRH des bactéries dans la colonne de sable.

**c) Simulation**

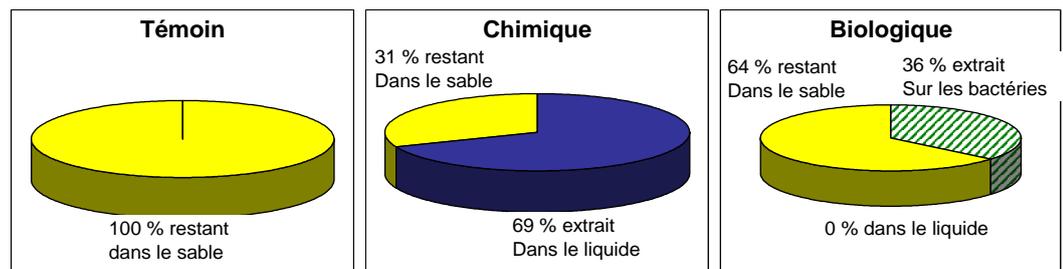
Les résultats de simulation (dosage de Gd pendant les 5 jours en phase liquide ou dans le sable) sont indiqués dans la figure 2.

Quels sont les avantages et les inconvénients des 2 méthodes ? Quelles sont les solutions pour améliorer les performances biologiques du procédé ?

Commentez cette figure.

**d) Quelle masse de bactéries doit-on prévoir pour traiter 300 tonnes de sable ?**

Figure 2 : Répartition du Gd dans les différents compartiments (bactéries, sables, liquide vecteur) après 5 jours d'expériences.



**Corrigé de l'exercice :**

Gadolinium :

- métal issu des terres rares, classé dans les lanthanides (vient du grec : « resté caché ») ;
- toxique : compétiteur du Ca dans les processus Ca-dépendants (battements cardiaques, contraction des muscles, respiration, etc) ;
- utilisé en traitement de surface pour augmenter la dureté des aciers chromés. Etait aussi utilisé comme substance fluorescente dans les tubes cathodiques et comme agent de contraste dans les IRM.

**a) Quantité de bactéries à produire pour sorber la totalité du Gd**

$q_{max}$  : 16,42  $\mu$ moles Gd/g MH (bactéries)

M Gd=451g/mole

D'où  $q_{max}$ = 16,42 x 451 = 7405 $\mu$ g (7,4 mg) de Gd/g MH (bactéries).

Quantité de Gd dans la colonne : 45,53mg

D'où masse de bactéries nécessaire = 45,53/7,4 = 6,15g de bactéries

**b) Calcul du temps de résidence hydraulique (TRH=temps de contact entre bactéries et Gd)**

Débit dans la colonne (Q) : 20ml/h  
 TRH (h)=V(ml)/Q(ml/h)= 14/20= 0,7h (42 min).

**c) Simulation**

Témoin : permet de conclure à l'absence de désorption du Gd en l'absence de traitement

	positif	négatif
chimique	Rendement d'extraction élevé. Seulement 31% Gd restant dans le sable	69% Gd extrait dans la phase liquide : l'eau doit ensuite être traitée d'où post-traitement à prévoir (coûteux de traiter une pollution diluée).
biologique	Pas de Gd dans l'eau. 36% Gd sorbé sur bactéries qui peuvent être récupérées par décantation du sable (=> réduction volume de déchet)	reste 64% Gd dans le sable. Produire une grande quantité de bactéries.

Solutions pour augmenter les performances biologiques :

- augmenter la quantité de bactéries (au-delà de la quantité théorique censée adsorber la totalité du Gd) ;
- modification de TRH pour augmenter le temps de contact entre les bactéries et le Gd. Il est possible qu'une partie des bactéries traversent le sable sans se fixer dessus. Réduire le débit (V fixe) permettrait de favoriser ce contact.

**d) Masse de bactéries pour traiter 300 tonnes de sable**

Volume d'eau nécessaire pour traiter le sable :

$$300t = 300 \cdot 10^6g$$

$$300 \cdot 10^6 \times 3 \text{ (litres)} / 60g = 1,510^7L \text{ à faire passer au travers du sable.}$$

Volume de milieu de culture pour cultiver les bactéries :

2L de milieu pour 10g de MH de bactéries

6,15g de bactéries (MH) pour 60 g de sable d'où :

$$\text{Volume de milieu de culture} = \frac{6,15 \times 300 \cdot 10^6 \times 2}{60 \times 10} = 6,15 \cdot 10^6L.$$

En pratique, produire un tel volume reviendra très cher. Une alternative consisterait à bioaugmenter le sable à traiter, en y ajoutant des nutriments pour favoriser la croissance microbienne.

## CORRIGÉS DES ETUDES DE CAS

Voici notre proposition de réponse pour chacune des études de cas.

### Pollution d'un bassin versant viticole en Alsace

#### Introduction

**Question 1 :** Quel est le terme généralement employé pour exprimer cette notion de dissipation des contaminants organiques sous l'action de la microflore et les végétaux déjà présents dans le bassin d'orage ?

**Réponse :** Lorsqu'une atténuation naturelle des polluants s'observe, le terme de bioatténuation est utilisé ; cela signifie que les microorganismes et les végétaux naturellement présents dissipent les polluants.

**Question 2 :** Si en sortie de BO, la concentration en glyphosate est de 1,09 µg/L et celle du diuron de 4,05 µg/L, respecte-on la législation en vigueur ?

**Réponse :** Non car la concentration d'un produit phytosanitaire pris individuellement ne doit pas dépasser 2µg/L, et la concentration en mélange ne doit pas dépasser 5µg/L en application de la directive européenne 75/440/CEE du Conseil, du 16 juin 1975, concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres.

#### Devenir des polluants dans les sédiments et proposition de solution de dépollution

**Question 3 :** Au vue des propriétés physico-chimiques des 3 molécules organiques étudiées (glyphosate, diuron, 3,4-DCA), que pouvez-vous dire, à ce stade, sur leur comportement dans le sol ou les sédiments (afin de faciliter la discussion, seules les valeurs hautes seront prises en compte dans cette question) ?

**Réponse :** Dans le cours, nous avons vu que plus le Koc est élevé, plus le composé tend à quitter l'eau pour se fixer sur la matière organique du sol. Donc nous pouvons dire que le glyphosate aura tendance à se fixer davantage sur le sol/sédiment que le 3,4-DCA qui lui-même se fixe davantage que le diuron.

**Question 4 :** Dans la perspective d'un traitement biologique le plus performant et le plus contrôlé possible, que proposeriez-vous ? Développez le procédé proposé.

**Réponse :** Le couplage de la bioaugmentation et de la phytoextraction est l'approche à retenir pour traiter ces deux types de pollution, organique et métallique. La bioaugmentation va consister à inoculer dans le sédiment une souche bactérienne ou un consortium bactérien capable à la fois de dégrader les polluants organiques (glyphosate, diuron, 3,4-DCA), et de complexer le cuivre par action de molécules telles que les sidérophores.

La phytoextraction consiste à utiliser des plantes qui jouent, ici, un rôle à la fois direct essentiellement dans l'extraction des métaux (le cuivre dans notre cas) et indirect dans la survie et

l'activité des microorganismes inoculés (apport continu de nutriments sous forme de rhizodépôts et rôle de support microbien du système racinaire).

### Un focus sur les polluants organiques :

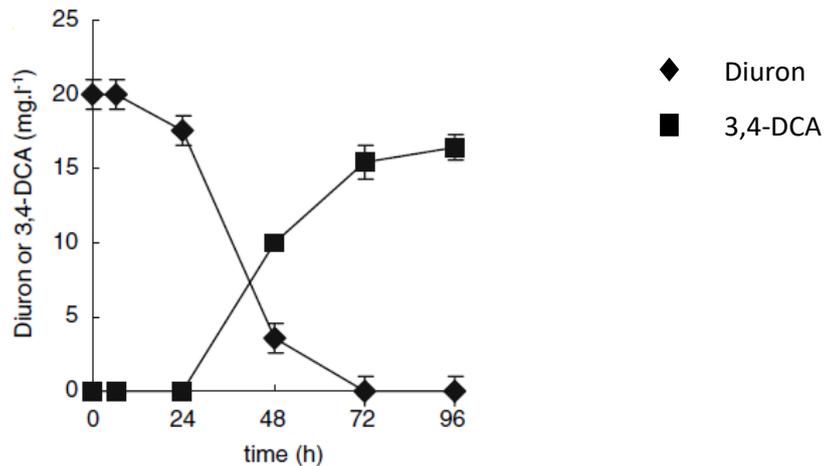


Figure 001 : Dégradation du diuron par des cellules libres d'*Arthrobacter* sp. N4 cultivées en milieu liquide (Bazot et coll., 2007).

**Question 5 :** Commentez le graphique. Quelles conclusions pouvez-vous en tirer en utilisant les données de la CE<sub>50</sub> afin de proposer une méthode de dépollution d'un milieu contaminé en diuron?

**Réponse :** Le milieu initial est contaminé avec 20mg/L de diuron et une diminution de cette concentration est observée au cours du temps pour être nulle au bout de 96h. Par contre, la molécule 3,4-DCA apparaît au bout de 24h pour atteindre une concentration de 17mg/L quand tout le diuron s'est dégradé en ce métabolite. Cette souche *Arthrobacter* sp. N4 permet de dégrader totalement le diuron en 3,4-DCA mais ne permet pas la dégradation complète du diuron (jusqu'à une minéralisation totale). La molécule de dégradation du diuron, le 3,4-DCA, étant presque 100 fois plus toxique que la molécule mère (cf données toxicité CE<sub>50</sub>), il faut trouver une autre souche permettant la minéralisation totale du 3,4-DCA pour compléter la réaction et ainsi réaliser une co-culture des deux souches.

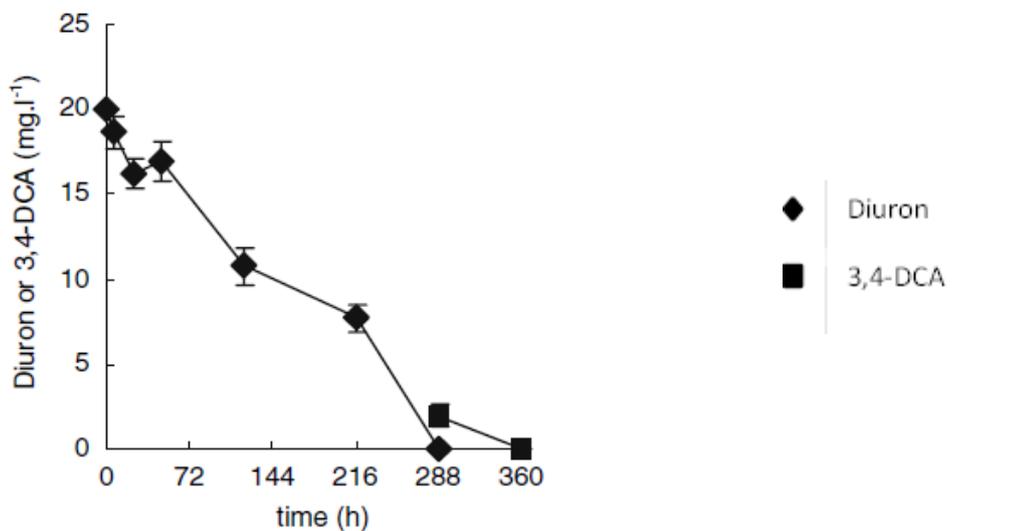


Figure 002 : Dégradation du diuron par des cellules libres d'*Arthrobacter* sp. N4 et de *Delftia acidovorans* W34 cultivées en milieu liquide (Bazot et coll., 2007).

**Question 6 :** Commentez le graphique de la figure 002 et le comparer à celui de la figure 001. Quelles conclusions pouvez-vous apporter ?

**Réponse :** Le milieu initial est contaminé avec 20mg/L de diuron et une diminution de cette concentration est observée au cours du temps pour être nulle au bout de 288h. La présence de la souche *Delftia acidovorans* W34 ralentit donc la vitesse de dégradation du diuron obtenue par *Arthrobacter* sp. N4.

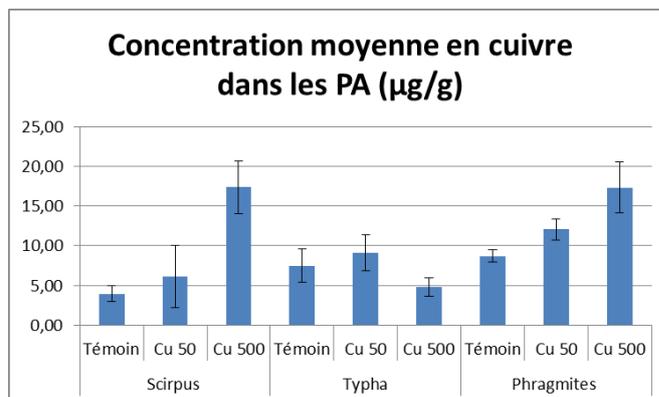
Par contre les concentrations en diuron et en son métabolite, le 3,4-DCA sont nulles au bout de 360h. Nous pouvons donc en déduire qu'une co-culture de cellules libres d'*Arthrobacter* sp. N4 de *Delftia acidovorans* W34 permet une dégradation totale du diuron.

### Un focus sur le polluant inorganique : le cuivre

**Question 7 :** Calculer les différentes concentrations en cuivre dans les parties aériennes des plantes, exprimées en  $\mu\text{g/g}$  ainsi que la moyenne pour chaque modalité et l'écart-type. Après calcul, présenter vos résultats sous forme d'histogramme.

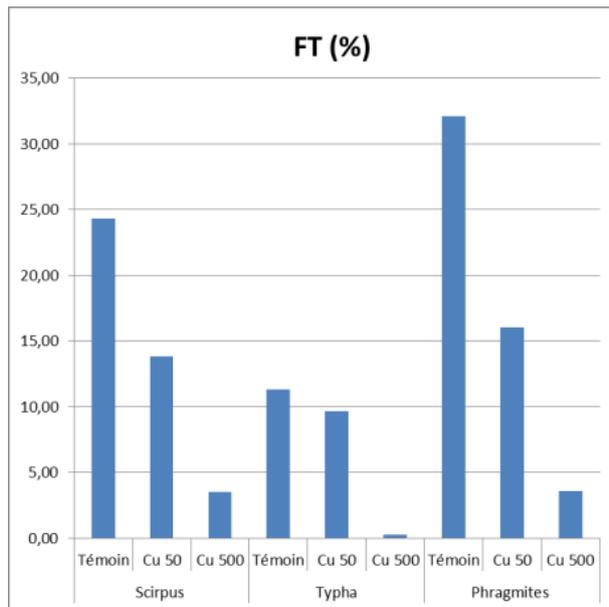
**Réponse :**

		Concentration (µg/L)	Masse échantillon végétal PA pour minéralisation (gMS)	Quantité Cu dans prise d'essai (µg)	Concentration dans plante (µg/g)	Moyenne (µg/g)	Ecart type
Sol témoin	<i>Scirpus</i>	29,86	0,251	0,7465	2,97	3,94	1,00
		38,95	0,251	0,9738	3,88		
		49,7	0,25	1,2425	4,97		
	<i>Typha</i>	52	0,251	1,3000	5,18	7,49	2,08
		92,83	0,252	2,3208	9,21		
		81,22	0,251	2,0305	8,09		
	<i>Phragmites</i>	91,81	0,253	2,2953	9,07	8,71	0,73
		79,29	0,252	1,9823	7,87		
		91,86	0,25	2,2965	9,19		
Sol contaminé 50mg/kg MS	<i>Scirpus</i>	16,46	0,25	0,4115	1,65	6,11	3,92
		77,48	0,252	1,9370	7,69		
		91,15	0,253	2,2788	9,01		
	<i>Typha</i>	108,16	0,252	2,7040	10,73	9,08	2,26
		100,4	0,251	2,5100	10,00		
		65,48	0,252	1,6370	6,50		
	<i>Phragmites</i>	130,46	0,253	3,2615	12,89	12,06	1,30
		128,78	0,253	3,2195	12,73		
		106,51	0,252	2,6628	10,57		
Sol contaminé 500mg/kg MS	<i>Scirpus</i>	136,92	0,244	3,4230	14,03	17,36	3,35
		174,56	0,252	4,3640	17,32		
		207,3	0,25	5,1825	20,73		
	<i>Typha</i>	60,43	0,251	1,5108	6,02	4,82	1,15
		47,46	0,251	1,1865	4,73		
		37,63	0,253	0,9408	3,72		
	<i>Phragmites</i>	179,87	0,251	4,4968	17,92	17,32	3,23
		203,67	0,252	5,0918	20,21		
		140,52	0,254	3,5130	13,83		



**Question 8 :** Calculer alors le facteur de translocation FT (%) pour chaque modalité et le présenter sous forme d'histogramme. Discuter vos résultats.

**Réponse :** FT : facteur de translocation = [concentration en cuivre dans les parties aériennes (mg/kg MS)/ concentration en cuivre dans les racines (mg/kg MS)]



FT diminue avec la teneur en cuivre quelle que soit la plante.

FT le plus élevé avec *P. australis* (quelle que soit la concentration en Cu) donc *P. australis* semble la plante la plus adéquate pour la phytoextraction du cuivre.

## Pollution d'une friche urbaine nantaise

### Rapport technique - Impacts potentiels et avérés de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves à Nantes par C. Le Guern et B. Béchet - Octobre 2016

#### Résumé

L'ancienne décharge de la Prairie de Mauves, propriété de la collectivité, est une source de pollution avérée qui impacte l'environnement (eaux souterraines et eaux de surface). Outre les enjeux environnementaux, des enjeux sanitaires sont également présents, puisque des travailleurs occasionnels, des riverains et des promeneurs sont susceptibles d'être exposés à la pollution.

Il est possible de réduire l'impact de la décharge sur l'environnement et les risques sur la santé humaine moyennant certaines actions. Une étanchéification de la surface de la décharge et des talus périphérique, tout en drainant les biogaz et en les évacuant vers l'atmosphère (après éventuel traitement), permettrait de réduire la formation de lixiviats, et ainsi de réduire les transferts vers les eaux souterraines. Un remplacement du collecteur d'eaux pluviales passant à la base du massif de déchets permettrait d'éviter l'infiltration des lixiviats dans celui-ci et leur rejet direct dans les eaux de surface, à savoir l'étier relié directement à la Loire. Ces mesures pourraient être accompagnées d'une végétalisation de surface (enherbement) de la décharge pour son intégration paysagère.

Afin de mieux appréhender l'efficacité des mesures prises, il conviendrait d'améliorer le réseau de surveillance des eaux souterraines. En particulier, il conviendrait d'installer un point d'eau (piézomètre) à la Bonnetière en amont hydraulique de la décharge pour vérifier la qualité des eaux souterraines avant leur passage sous la décharge. Il conviendrait également de revoir les piézomètres Pz5 et Pz6. Un piézomètre en aval hydraulique éloigné (dans la zone Natura 2000 entre la décharge et la Loire) permettrait également de vérifier l'étendue du panache de polluants et les concentrations associées. Il conviendrait également de vérifier l'usage des puits de particuliers dans l'environnement proche de la décharge (amont immédiat, aval hydraulique).

#### Contenu

1	Introduction.....	34
2	Contexte .....	34
2.1	<i>Etude historique.....</i>	<i>34</i>
2.2	<i>Contexte environnemental .....</i>	<i>36</i>
2.2.1	Hydrologie .....	36
2.2.2	Géologie.....	36

2.2.3	Hydrogéologie .....	36
2.2.4	Protection environnementale .....	37
3	Schéma conceptuel .....	37
4	Evaluation de l'impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines.....	39
4.1	<i>Eaux de surface</i> .....	39
4.2	<i>Eaux souterraines</i> .....	44
5	Conclusions.....	51

## Introduction

L'ancienne décharge communale de la Prairie de mauves se situe à l'est de la ville de Nantes. Elle est ceinturée au Nord par le réseau ferré et au Sud par la pénétrante Est de Nantes. De coordonnées géographiques 47°13'32.6"N 1°29'59.4"W, elle se compose de deux parties : la partie réhabilitée aujourd'hui Ouest en zone industrielle avec notamment le complexe de l'incinérateur d'ordures ménagères, et la partie Est qui n'a subi aucune modification structurelle, ni subi de programme de réhabilitation. Cette dernière partie fait l'objet de la présente étude. Elle s'étale sur une surface de 25 hectares avec une longueur maximale de 1 km et une largeur maximale de 400 m.

En activité de 1969 à 1987, la décharge a accueilli des déchets très différents : ordures ménagères, gravats, déchets verts, déchets hospitaliers, déchets divers (ferraille, verre).

## Contexte

Localiser le site de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves (latitude, longitude)

Décrire l'historique du site et son environnement.

Produire une carte localisant les activités humaines actuelles ou passées potentiellement polluantes à proximité du site dans un rayon de 1 km. En particulier, identifier ce qui pourrait contribuer à engendrer un risque potentiel de pollution en dehors du site.

## Etude historique

L'ancienne décharge de la Prairie de Mauves a été exploitée entre 1969 et 1987. Elle a accueilli de nombreux types de déchets (ménagers, industriels, gravats, ...), mais aussi des déchets hospitaliers et des déchets verts. Les dépôts de déchets ont progressé de l'Ouest vers l'Est jusqu'à atteindre une surface d'environ 25 hectares. L'épaisseur de déchets est d'environ 6 à 8 m au-dessus du terrain naturel.

D'après la photo aérienne de l'IGN de 1952 (<https://remonterletemps.ign.fr>), les prairies étaient vacantes à cette époque et aucune activité industrielle n'était installée. Seule la gare de triage semblait déjà en activité en limite Nord de la Prairie.

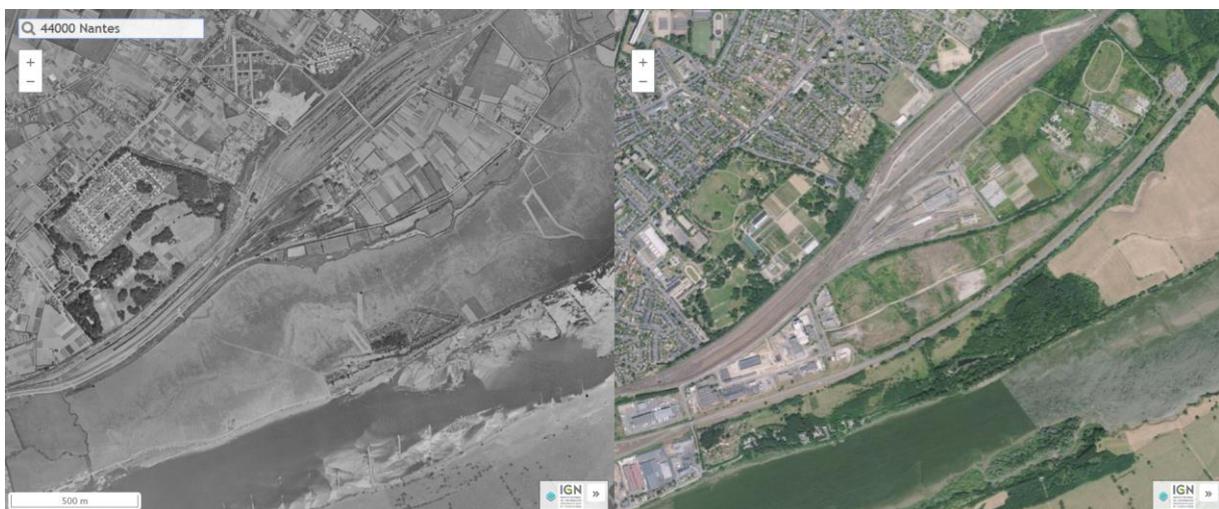


Figure 1 : Comparaison de l'occupation des sols dans le secteur de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves entre 1952 et 2014 à partir de photos aériennes de l'IGN

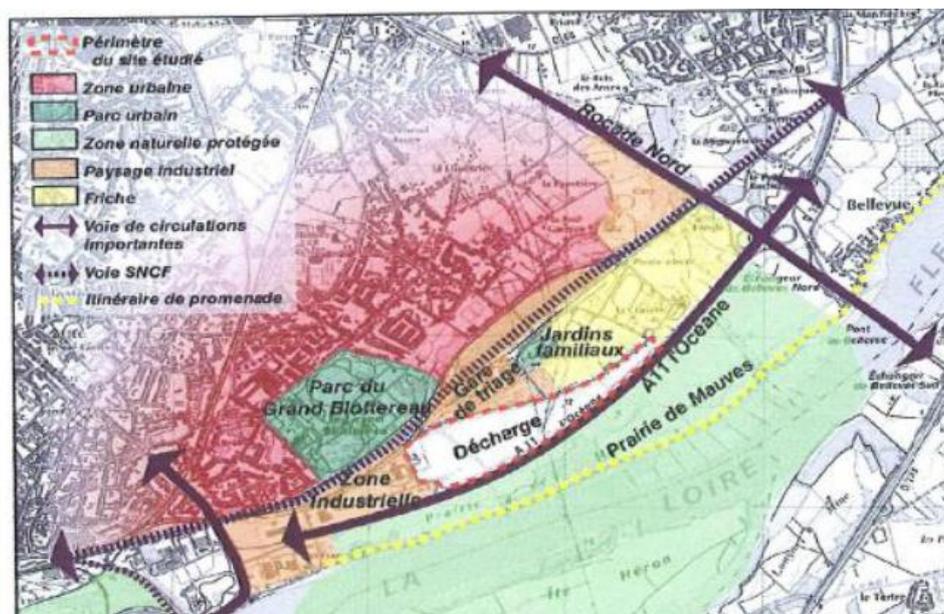
Cette partie de la décharge correspond au site BASIAS PAL4404607 (sites Georisques et Basias). La partie Ouest de la décharge, plus ancienne, correspond au site BASIAS PAL4404576. D'autres activités industrielles et de service potentiellement polluantes sont recensées dans un rayon de 500 m du site.

Parmi les sites ICPE encore en activité figurent : a) l'usine d'incinération des ordures ménagères (site BASIAS PAL4404621). Anciennement dénommée Valorena, elle est maintenant connue sous le nom d'Alcea ; b) la déchetterie gérée par Nantes Métropole ; c) qu'un dépôt de moteurs illicite (JOSEPH44) non recensé dans BASIAS. Le dépôt et l'aire de distribution de gasoil de la SNCF (PAL444589) recensés dans BASIAS ne figurent pas dans la liste actuelle des ICPE. Il est ainsi possible qu'elle ait cessé ou modifié son activité.

Raison sociale, Activité	Etat d'activité / Identifiant BASIAS	Données historiques/polluants possible
ALCEA (anciennement Valorena), Usine d'incinération d'ordures ménagères, Centre de tri des déchets	En activité PAL4404621	En activité depuis 1987 Traitement de déchets hospitaliers également / Emissions atmosphériques
SNCF, Dépôt de GO et distribution	En activité ? PAL4404589	En activité depuis 1975/ Hydrocarbures
JOSEPH 44, Dépôt de moteurs illicite	En activité	? / Hydrocarbures, métaux
NANTES METROPOLE, Déchetterie de la Prairie de Mauves,	En activité	Egalement tri de déchets

D'après Google Street Map, on constate la présence d'un garage automobile (non recensé dans Basias, ni dans la base ICPE, cf. site Georisques).

D'après la Figure 1 de l'étude documentaire, des jardins familiaux sont installés en amont hydraulique de la décharge. D'après la Figure 5, des champs cultivés semblent également présents dans cette zone (rem : il s'agit en fait d'activités maraîchères, arrêtées depuis 2014).





## Contexte environnemental

### **Hydrologie**

La décharge est située sur la rive droite de la Loire, à environ 300 m au Nord du fleuve, dans le lit majeur de celui-ci.

Le ruisseau de l'Aubinière passe aujourd'hui à l'Est de la décharge. Il a en fait été dévié dans le passé. Son ancien cours (orienté Ouest-Est), situé sous la décharge, a été comblé avant l'apport des déchets. La décharge est par ailleurs reliée à la Loire par un étier. Celui-ci recueille les eaux pluviales collectées dans le quartier en amont hydraulique de la décharge. Le collecteur passe sous la décharge.

D'après le site Georisques, la décharge est située en zone inondable.

### **Géologie**

D'après la carte géologique au 1/50 000 disponible sur le visualiseur « *Infoterre* », la décharge réside sur des alluvions fluvio-marines de la Loire (vases et sables) datant de l'Holocène (période récente couvrant les 10 000 dernières années). Les alluvions reposent sur les micaschistes albitiques à biotite et muscovite de Mauves-sur-Loire. D'après les travaux de thèse de Yann LOTRAM (2012), une petite partie nord de la décharge repose directement sur cette formation.

### **Hydrogéologie**

Les alluvions renferment une nappe, dite d'accompagnement de la Loire. Drainée par le fleuve, celle-ci s'écoule du Nord-Est vers le Sud-Ouest. Elle est particulièrement vulnérable aux pollutions de

surface, en particulier au niveau des parties sableuses. Les 6 à 8 mètres de déchets reposant à même le sol sans protection, ils sont fortement susceptibles d'impacter la nappe alluviale. Les déchets renferment eux-mêmes une nappe, dite de remblais.

### **Protection environnementale**

La prairie localisée entre la pénétrante Est et la Loire est classée zone Natura 2000.

*Remarque hors rapport : Eléments de réflexion pour la suite*

*Activités en amont hydraulique susceptibles d'impacter également les eaux de ruissellement ou souterraines. Rejets atmosphériques = sources de pollution possibles.*

### Schéma conceptuel

#### Elaborer le schéma conceptuel de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves

Le schéma mettra en évidence l'ensemble des éléments suivants qui seront détaillés par écrit de façon complémentaire :

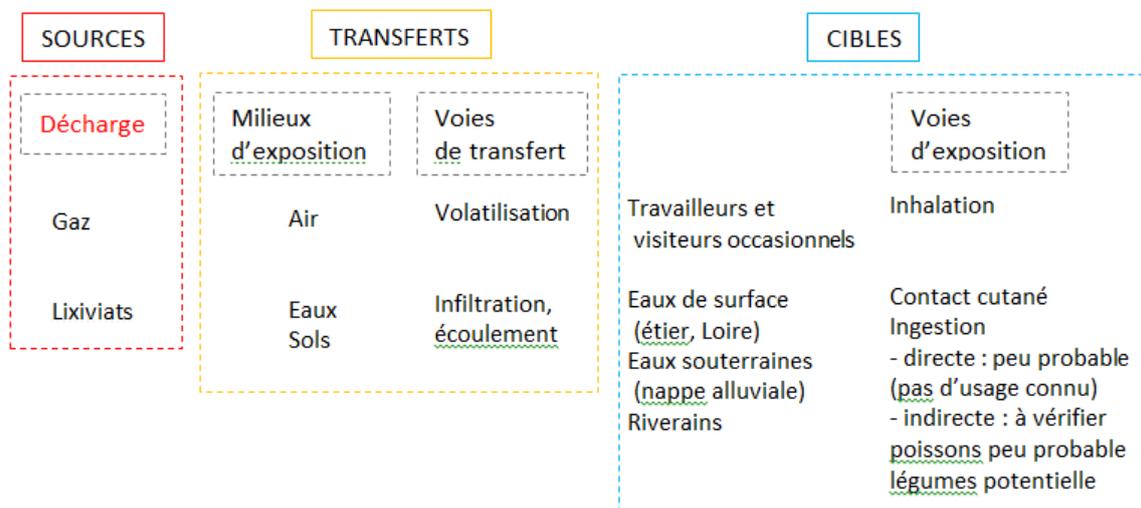
- Sources de pollution
- Milieux d'exposition et caractéristiques
- Voies de transfert (en insistant plus particulièrement sur les eaux)
- (Personnes/milieus exposés
- Points d'exposition)

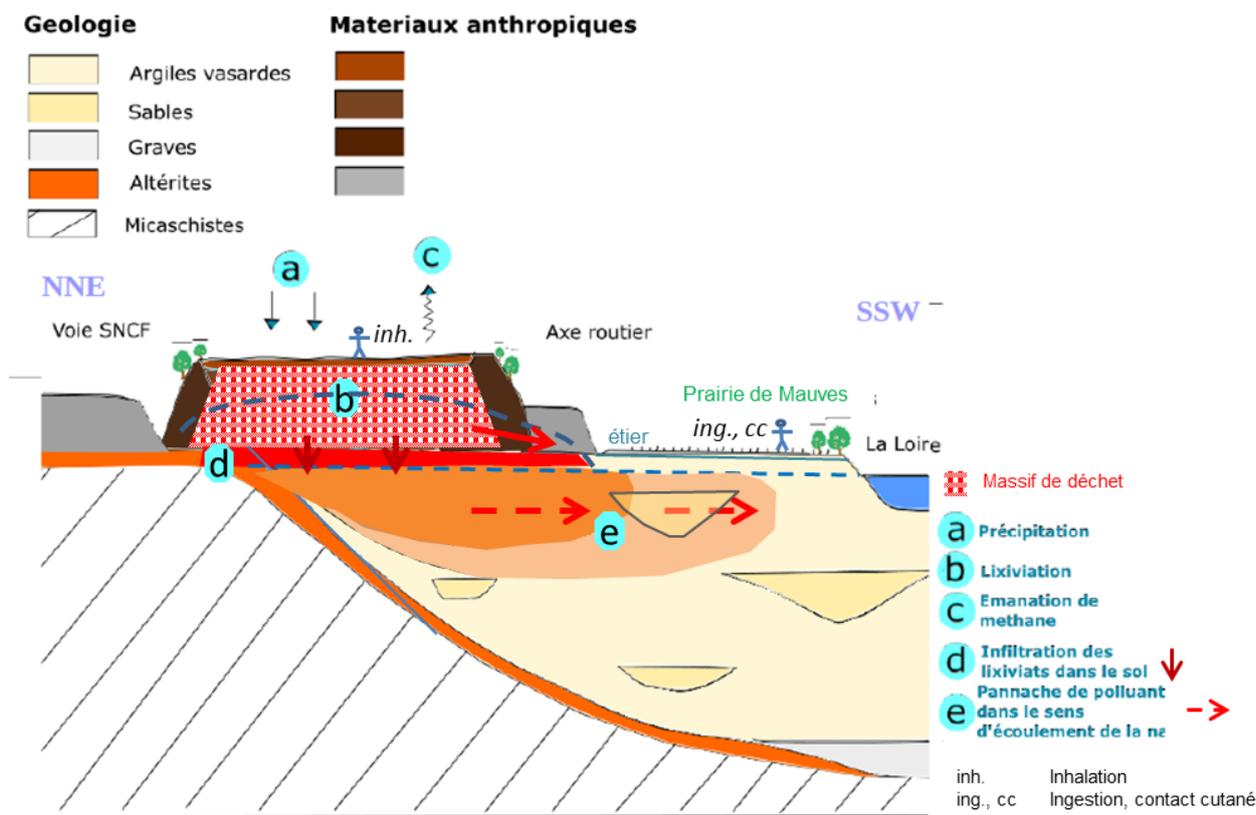
La source de pollution principale est l'ancienne décharge. Elle est susceptible d'impacter les différents milieux : les sols, le sous-sol et en particulier les eaux souterraines sous la décharge, les eaux de surface et l'air.

La continuité hydraulique entre la nappe des remblais et la nappe alluviale implique que les lixiviats s'infiltreront dans cette dernière et forment un panache de polluant qui migre dans le même sens et à la même vitesse que la nappe alluviale. Le transfert vers les eaux de surface se ferait via le collecteur passant sous la décharge, suspecté d'être dégradé. Une partie des lixiviats s'infiltreront ainsi probablement les eaux pluviales qui s'écoulent dans le collecteur et se jettent dans l'étier relié à la Loire. Le transfert vers l'air correspond aux émanations de biogaz (dont méthane) depuis la décharge vers l'atmosphère. Les biogaz sont liés à la dégradation des déchets (en anaérobie). Le transfert vers les végétaux semble peu probable au droit de la décharge compte-tenu des remblais de surface (plutôt de type gravats, argiles, ...) présents sur toute la surface de l'ancienne décharge. Un transfert vers les plantes depuis le panache de polluants semble possible en période de très hautes eaux (fin d'hiver), lorsque la nappe alluviale affleure dans la plaine alluviale (zone Natura 2000).

Compte-tenu du contexte de la décharge, les principales cibles sont les eaux (souterraines et de surface) et l'homme. Au droit du site, les enjeux sont principalement sanitaires, liés à la présence occasionnelle de travailleurs. Le site n'étant pas clôturé partout, et n'étant pas surveillé, il est susceptible d'être fréquenté par des visiteurs (adultes, enfants). La visite de terrain a ainsi mis en avant la présence occasionnelle de gens du voyage habitant ou séjournant dans le secteur.

En dehors du site, et en particulier en aval hydraulique (entre la décharge et la Loire), plusieurs enjeux se combinent. D'une part, la présence de puits indique que l'eau souterraine est susceptible d'être utilisée au niveau d'une maison (Puits 7) notamment. La nappe alluviale et l'étier sont drainés par la Loire, qui sert notamment pour la prise d'eau de secours pour l'alimentation en eau potable de l'agglomération nantaise. Néanmoins, les volumes de rejets depuis la décharge sont très probablement très infimes par rapport au débit de la Loire. La zone Natura 2000 représente également un enjeu. Les principales voies d'exposition possibles sont l'inhalation de biogaz sur le site (inhalation biogaz). En dehors du site, on ne peut exclure l'ingestion d'eau de surface et/ou le contact cutané avec ces dernières. Il en est de même pour les eaux souterraines au niveau du puits. Enfin, si des plantes sont cultivées dans la zone Natura 2000 (à vérifier), une exposition à la pollution présente dans la nappe, qui pourrait s'être imprégnée dans les sols en hautes eaux pourrait être envisagée via leur ingestion.





### Evaluation de l'impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines

Réaliser un ensemble de chroniques (courbes d'évolution en fonction du temps) des paramètres analysés/mesurés sur les eaux. Comparer avec des valeurs de référence. Identifier les paramètres les plus problématiques. Interpréter les résultats en termes d'impact sur les eaux. Ceux-ci vous amènent-ils à proposer des actions complémentaires (modification du réseau de suivi, travaux de réhabilitation du site, étude/analyses complémentaires...)?

### Eaux de surface

Description des points de surveillance

Le suivi réglementaire (ICPE) de la qualité des eaux superficielles est réalisé par prélèvement d'eau en trois points sur le site de la Prairie de Mauves :

- dans le ruisseau de l'Aubinière (référence en amont hydraulique) : ce ruisseau est situé à l'extrémité Est du site, il est semi-naturel et reçoit les eaux d'un quartier résidentiel via le ruisseau des Gohards ; il se jette dans la Loire ;
- dans le collecteur d'eaux pluviales situé en amont au Nord du site au pied des voies SNCF ; le prélèvement est effectué dans un regard le long de la route longeant la décharge ;
- dans le collecteur d'eaux pluviales en aval hydraulique de la décharge. Ce collecteur est situé dans la plaine alluviale inondable et se jette dans un étier dont les eaux rejoignent la Loire.

Hypothèses sur les sources de pollution des eaux de surface

Les eaux du ruisseau de l'Aubinière sont représentatives d'eaux naturelles en contexte géologique micaschisteux, mais aussi d'eaux urbaines en ce qu'elles reçoivent les écoulements d'eaux pluviales provenant de quartiers d'habitation et d'activités. Le trafic routier, le chauffage et les activités industrielles et maraîchères du bassin versant urbain de l'Aubinière sont potentiellement sources de polluants inorganiques (métaux) et organiques (hydrocarbures, produits phytosanitaires).

De façon plus spécifique, la visite terrain sur la décharge a permis d'identifier la gare de triage SNCF et son technicentre associé comme étant source potentielle de pollution aux hydrocarbures (et métaux) car il s'agit à la fois d'une zone de stockage d'hydrocarbures (2 anciennes cuves) et d'une zone de lavage et réparation des trains.

D'autre part, Nantes Métropole, dans ses échanges avec le BRGM et l'IFSTTAR, a fait mention de sa suspicion forte de mauvais état du collecteur d'eaux pluviales, traversant le site dans le massif de déchets (localisation à une profondeur non connue). Le collecteur agit probablement comme un drain sur les eaux d'infiltration de la décharge circulant dans le massif de déchets. Des eaux chargées en polluants inorganiques et organiques provenant des déchets sont a priori évacuées vers le milieu naturel par le collecteur suivi de l'étier. Une inspection à l'aide d'une caméra était projetée pour conforter cette hypothèse, mais n'a pas pu être mise en œuvre jusqu'à présent.

Enfin, un risque de pollution atmosphérique au niveau de la décharge est présent : émanations de gaz, envol de poussières, émissions de l'incinérateur des déchets ménagers.

Valeurs de référence pour évaluer l'impact environnemental de la décharge

Les paramètres réglementaires de suivi sont des paramètres physico-chimiques globaux (pH, conductivité, MES (Matières En Suspension), DBO5 (Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours), DCO (Demande Chimique en Oxygène)) et des paramètres chimiques (azote ammoniacal, hydrocarbures totaux). Le pH, la conductivité, la mesure des MES, la DCO (évaluation globale de la teneur en matières organiques) renseignent sur la qualité globale des eaux. La DBO5 et l'azote ammoniacal (azote sous forme organique) sur la présence et l'activité de microorganismes dans les eaux, le rapport DCO/DBO5 étant particulièrement intéressant pour évaluer la part de biodégradation dans la capacité d'autoépuration de l'eau (si  $DCO/DBO_5 < 3$ , bonne biodégradabilité). La biodégradation porte sur la matière organique présente dans les eaux, hydrocarbures compris. Il est donc intéressant d'avoir aussi cette valeur.

Depuis les années 70, les référentiels pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines et de surface ont évolué plusieurs fois. Les référentiels actuels sont ceux issus de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE 2000/60/CE) et de la Directive 2008/105/CE définissant des Normes de Qualité an (NQE). Les Directives Européennes sont retranscrites dans le code de l'environnement en France. Les arrêtés du 27 juillet 2015 indiquent le programme de surveillance et les méthodes et critères d'évaluation du bon état chimique et quantitatif des masses d'eau souterraine. Cependant certains paramètres comme la conductivité (paramètre mesuré dans l'étude) ne font plus partie des valeurs jugées pertinentes pour les eaux de surface. Les valeurs seuils seront donc prises dans le Système d'Evaluation de la Qualité (SEQ Eau) en vigueur dans les années 2000 en France.

Les eaux de surface vont être comparées entre elles en prenant comme référence la qualité des eaux de l'Aubinière, indicatrices de l'impact anthropique général du milieu urbain sur le milieu naturel. L'impact de la décharge en elle-même sera évalué en comparant les eaux du collecteur amont et du collecteur aval, tout en étant attentif à l'impact potentiel des activités de la SNCF.

## Evolution spatiale et temporelle des paramètres globaux et des micropolluants

L'interprétation des données de qualité est proposée en trois points, les deux premiers permettent d'évaluer les valeurs obtenues par rapport à la réglementation sur la qualité des eaux de surface, le troisième (évolution spatiale) permettant d'évaluer l'impact de la décharge sur la qualité des eaux de surface.

L'interprétation se fait sur le calcul et/ou l'analyse :

- des valeurs moyennes annuelles des paramètres (MA, directive n°2008/105/CE)
- des valeurs maximales pour comparaison avec les valeurs de concentration maximale admissible (CMA, directive n°2008/105/CE)
- de l'évolution des valeurs moyennes en fonction de la localisation du prélèvement (amont, aval décharge).

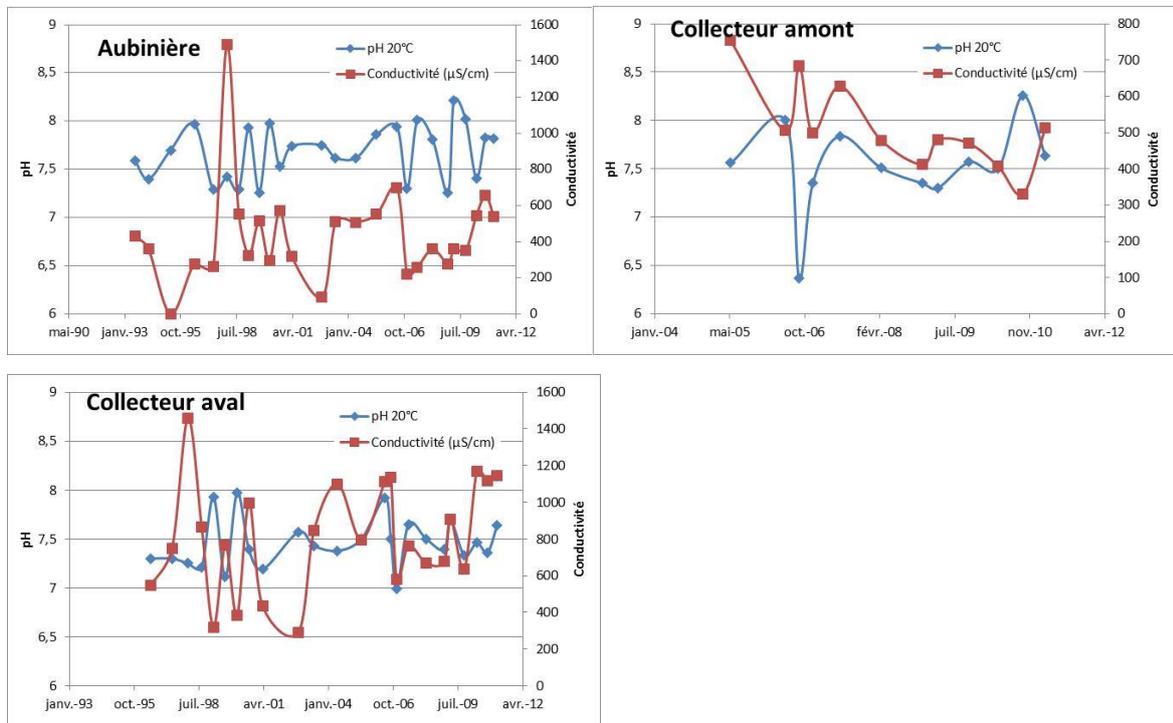
Tableau 2 – Valeurs moyennes des paramètres réglementaires mesurés dans les eaux de surface et valeurs seuils des classes de qualité (SEQ Eau et arrêté du 27/07/2015)

Moyenne annuelle	Aubinière	Collecteur amont	Collecteur aval	Bon état (SEQ eau)	Mauvais état (SEQ eau)
pH	7,68	7,52	7,46	Min 6,5-max 8,2	Min 4,5-max 10
Conductivité (µS/cm)	452,5	513,50	810,5	180-2500	0-4000
MES (mg/L)	21	3,07	16,1	2	50
Azote ammoniacal (mg/L N) (NKJ)	1,02	20,7	29,7	1	10
DCO (mg/L O <sub>2</sub> )	19,8	84,7	44,7	20	80
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	3,3	47,3	15,4	3	25
DCO/DBO5	6	1,8	2,9		
Hydrocarbures totaux (mg/L)	0,1	1,15	5,5	0,2	1

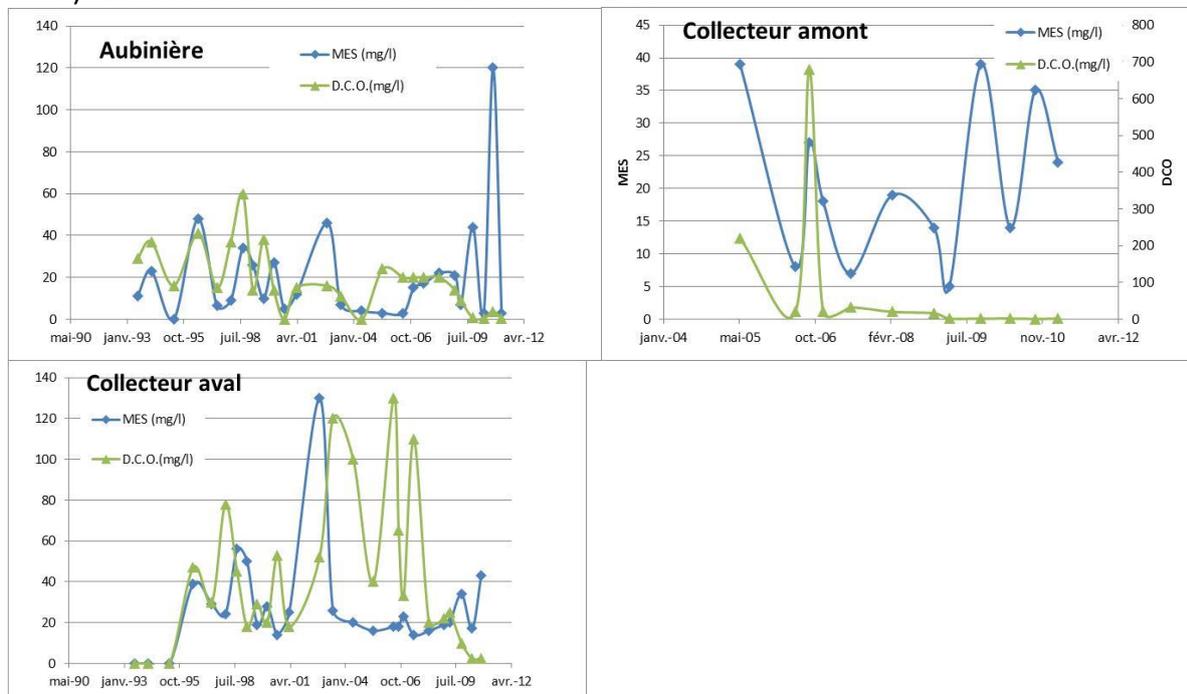
De ce tableau, nous pouvons déduire que par rapport aux valeurs de référence, le pH et la conductivité sont normales par contre, pour les autres paramètres, les valeurs moyennes sont élevées avec une influence de la localisation du point de prélèvement. Le ruisseau de l'Aubinière présente seulement des teneurs en MES élevées (drainage des surfaces imperméabilisés), il joue donc son rôle de référence. Les deux autres points de prélèvement présentent des valeurs élevées, dépassant les seuils. On note aussi la hausse des valeurs dans le collecteur aval, hormis la DBO5. Ce résultat va dans le sens d'une étanchéité moindre de la canalisation traversant la décharge et de la pénétration de lixiviats de déchets dans la tuyauterie. Il y a donc un impact de la décharge sur les eaux de surface par infiltration dans la canalisation traversante.

L'évolution comparative des paramètres physico-chimiques est représentée sur les figures ci-dessous :

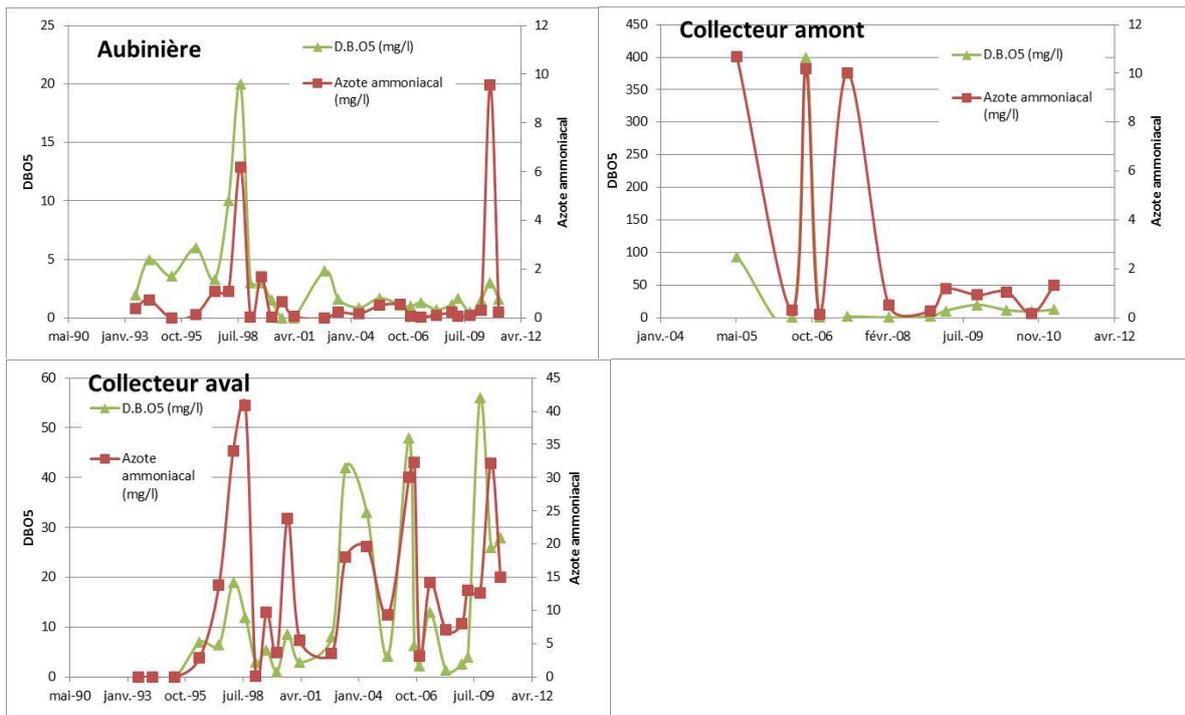
a) Evolution du pH et de la conductivité



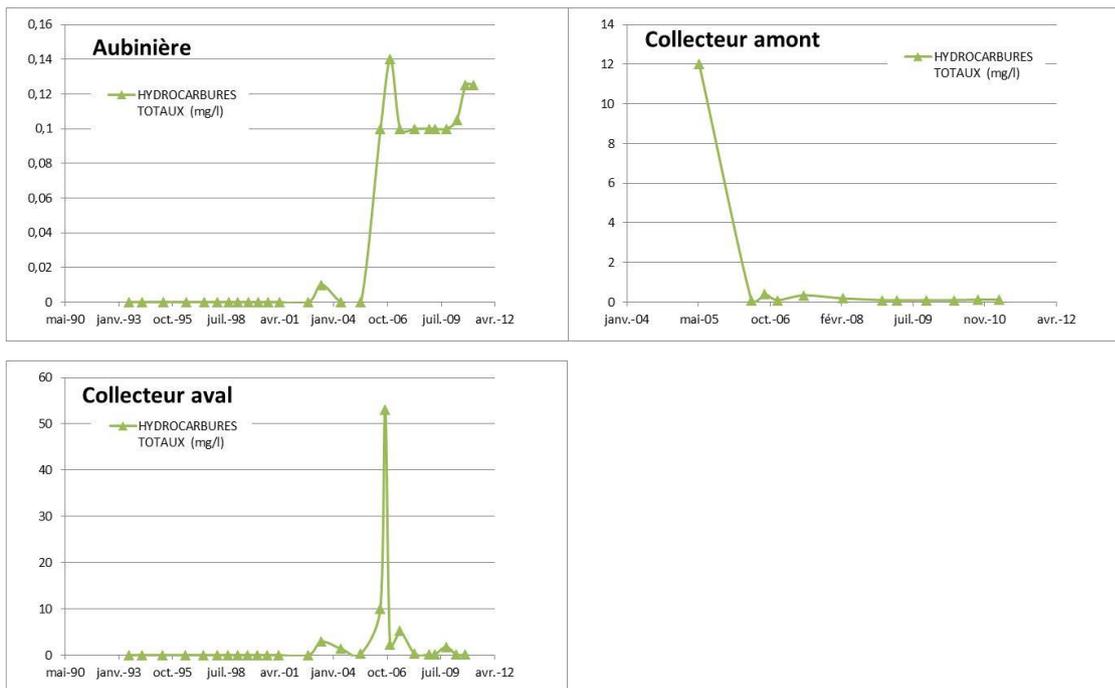
b) Evolution des teneurs en MES et de la DCO



c) Evolution de l'azote et de la DBO5



d) Evolution des hydrocarbures



Le pH varie dans une gamme relativement faible au contraire de la conductivité qui présente des variations importantes, quel que soit le point de prélèvement. La conductivité étant l'expression de la salinité des eaux, on peut poser l'hypothèse d'une variabilité liée aux apports sur les surfaces et aux événements pluvieux (dilution des apports de surface, dilution des apports de lixiviats). Les valeurs de conductivité dans l'Aubinière et le collecteur amont sont proches, marquant le caractère anthropisé du ruisseau. La conductivité dans le collecteur aval est forte, marqué par les teneurs en sels des lixiviats de déchets. Les teneurs en MES et en DCO montrent une certaine correspondance en terme d'évolution, a priori lorsque les MES contiennent plus de matière dégradable. C'est surtout vrai pour l'Aubinière et le collecteur aval plus riches en matière organique (naturelle ou provenant des déchets),

les eaux de ruissellement de chaussées collectées en amont étant plus riches en matière minérale (terre, produits de corrosion des véhicules). L'azote et la DBO5 présentent une bonne similarité dans leur évolution ; l'azote étant un des constituants de la matière organique, il y a une logique avec l'activité bactérienne (biomasse bactérienne plus importante quand la DBO5 est élevée). Les variations sont plus fréquentes dans le collecteur aval du fait de l'activité bactérienne dans la décharge. Enfin, les courbes d'évolution des Hc sont marqués par des pics très fins, laissant penser à des déversements accidentels/fuites. Les valeurs sont 100 fois supérieures dans le collecteur amont par rapport à l'Aubinière et 500 fois dans le collecteur aval. Du fait du caractère très ponctuelle de la pollution, l'activité au niveau du technicentre de la SNCF pourrait être incriminée (fuites de cuves ?) mais aussi les déchets contenus dans la décharge. D'après les rapports DCO/DBO5, les matières organiques dans le collecteur présentent un bon niveau de biodégradabilité.

Paramètres problématiques et actions complémentaires

Les paramètres les plus problématiques pour les eaux de surface sont l'azote et les hydrocarbures, avec toutefois un caractère ponctuel d'émission pour les Hc. Il faudrait vérifier, dans un premier temps, à l'endroit où se jette le collecteur dans la Loire si les contaminations sont encore présentes. Une enquête auprès de la SNCF permettrait d'avancer sur l'hypothèse d'une influence du technicentre sur la qualité des eaux de surface. L'inspection du collecteur semble aussi importante avec mise en œuvre de travaux de colmatage ce qui permettrait de limiter l'entrée des lixiviats et de diminuer les rejets d'azote et autres polluants dans les eaux de surface.

## Eaux souterraines

Description des points de surveillance

Un suivi réglementaire de la qualité des eaux souterraines est réalisé sur 5 piézomètres sur une dizaine de paramètres, les valeurs disponibles pour les piézomètres 1, 2 et 5 sont utilisées dans cette étude.

Le piézomètre 1 (PZ1) est situé au cœur de la décharge, dans une zone remplie dans les premiers temps de l'activité. Cet ouvrage est actuellement dans la zone de la déchetterie qui supporte les aires de dépotage des camions récoltant les déchets recyclables.

Le piézomètre 5 (PZ5) est en aval très proche du milieu de la décharge, le long du talus la délimitant.

Le piézomètre 2 (PZ2) est en aval de la décharge, un peu plus loin à l'ouest. Il est situé sur un talus en proximité de la zone la plus ancienne de la décharge qui a été réhabilitée.

Dans le cadre de projets de recherche, un suivi non réglementaire a pu être mis en œuvre sur des puits en amont et en aval hydraulique, ainsi que dans d'autres piézomètres à partir de fin 2010. Par rapport à la date du 1 mars 2011, seule une série de mesures réalisées dans le puits 4 est disponible. Le prélèvement est réalisé dans un puits situé dans un jardin ouvrier à proximité des voies de chemin de fer en amont de la décharge.

Hypothèses sur les sources de pollution des eaux souterraines

Le piézomètre 1 recueille directement les lixiviats du massif de déchets libérés au cours du temps. Mais du fait de sa situation dans la déchetterie, des infiltrations d'eaux de surface chargées de contaminants provenant de la zone d'activité ne sont pas à exclure.

Le piézomètre 5 capte les eaux du massif de déchets percolant à travers le talus, ainsi que les eaux de la nappe alluviale (il n'y a pas de packer pour séparer les eaux sortant du massif de déchets et les eaux de la nappe). C'est aussi le cas pour le piézomètre 2 mais la proximité de PZ5 vis-à-vis de la décharge laisse à penser que l'influence de la nappe alluviale sera moins forte qu'en PZ2.

Valeurs de référence pour évaluer l'impact environnemental de la décharge

Les paramètres réglementaires de suivi sont :

- des paramètres physico-chimiques globaux : pH, conductivité, MES (Matières En Suspension), DBO5 (Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours), DCO (Demande Chimique en Oxygène) ;
- des paramètres chimiques : formes de l'azote (azote ammoniacal, nitrites, nitrates), hydrocarbures (C10-C40) ;
- des micropolluants : métaux trace (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg), métalloïde (As).

Certains des paramètres réglementaires sont communs aux eaux de surface et aux eaux souterraines. Les micropolluants métalliques et métalloïdes sont rajoutés par rapport à leur présence attendue dans les lixiviats de déchets.

Les documents de référence pour les eaux souterraines sont la directive cadre et l'arrêté du 17 décembre 2008 qui propose quelques valeurs seuils. Il y a peu de paramètres pour lesquels une valeur seuil a été définie. Les eaux souterraines seront comparées entre elles en prenant comme référence la qualité des eaux du puits 4. L'impact de la décharge en elle-même sera évalué en comparant les eaux en amont et en aval hydraulique.

Evolution des paramètres globaux et des micropolluants

L'interprétation des données sur les eaux souterraines consiste à évaluer la qualité des eaux influencées par la décharge avec celle du puits de référence, à comparer les données avec les valeurs seuils lorsqu'elles existent, à évaluer l'impact de la décharge en comparant l'évolution spatiale des paramètres et concentrations chimiques. L'évolution au cours du temps des teneurs en polluants, notamment en lien avec la hauteur d'eau des nappes souterraines, sera évaluée à partir de graphes temporels.

Le tableau 3 des valeurs moyennes et écarts types calculées sur les données disponibles et supérieures à la limite de quantification fournit des informations sur l'impact général de la décharge sur la qualité des eaux.

Le pH de l'eau du puits est acide du fait du contact avec le socle micaschisteux, par contre les eaux des piézomètres ont une valeur qui varie très peu au cours du temps et qui est proche de la neutralité. La conductivité est beaucoup plus importante sous influence de la décharge avec un facteur 10 par rapport au puits à mettre en relation avec la solubilisation des déchets sources de « sels ». Les teneurs en chlorures 3 fois supérieures en cœur de décharge que dans le puits sont l'indication de cette solubilisation des éléments majeurs constitutifs des déchets. La mise en solution de matières organiques et minérale est importante (entre 10 et 100 fois plus de MES que dans le puits), en relation avec la DCO. Cependant le rapport DCO/DBO5 étant entre 10 et 43 donc très supérieur à 3, la matière organique est considérée comme non biodégradable (MO réfractaire). En ce qui concerne les micropolluants organiques, le niveau de contamination sur les C10-C40 est faible. Pour les micropolluants minéraux, l'arsenic est présent à des concentrations supérieures à très supérieures à la valeur seuil et la décharge semble bien être la source de cet élément (pas d'arsenic dans le puits). Il faudrait cependant pouvoir comparer avec d'autres valeurs de référence dans des

piézomètres non impactés par la décharge car l'arsenic est un élément présent localement dans le fond géochimique. Le plomb, nickel, zinc et chrome sont aussi présents dans les lixiviats (PZ1) et les eaux souterraines mais ne dépassent pas les valeurs seuils. C'est le cas aussi pour le cadmium mais cet élément étant particulièrement sensible d'un point de vue risque sanitaire, il est important de suivre l'évolution de sa concentration dans les eaux, en tenant compte de l'écart type on se rapproche en effet de la valeur seuil. Seul le cuivre ne présente pas de surconcentration dans les eaux souterraines par rapport au puits.

En conclusion, hormis pour le cuivre et dans une moindre mesure pour le zinc, la décharge a un impact marquée sur la qualité des eaux souterraines tant d'un point de vue des paramètres physico-chimiques que des concentrations en micropolluants.

Tableau 3 – Valeurs moyennes  $\pm$ écart type des paramètres réglementaires mesurés dans les eaux souterraines (entre 1993 et 2011) et valeurs seuils existantes (arrêté du 17/12/2008) – Le minimum de données est de 4 (Pb), le maximum de valeurs est de 26.

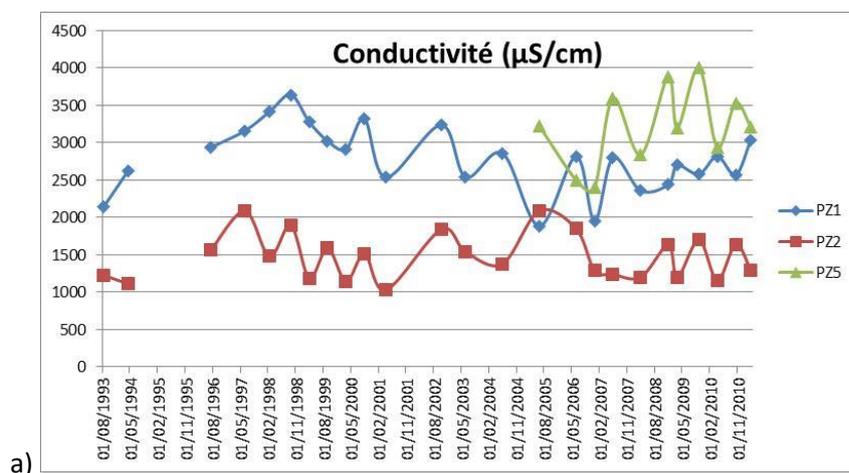
Moyenne annuelle	Puits 4	PZ1	PZ5	PZ2	Valeur seuil
pH	5,7	6,96 $\pm$ 0,14	7,1 $\pm$ 0,08	6,74 $\pm$ 0,17	
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	297	2785 $\pm$ 440	3213 $\pm$ 522	1476 $\pm$ 309	A définir localement
Azote ammoniacal (mg/L N) (NKJ)	<l.q	70,7 $\pm$ 22	165 $\pm$ 50	27 $\pm$ 19	
Nitrites	NA	0,016 $\pm$ 0,018	0,143 $\pm$ 0,233	0,035 $\pm$ 0,023	
Nitrates	3,7	0,3 $\pm$ 0,3	39,5 $\pm$ 81,4	0,5 $\pm$ 0,5	50
Chlorures	35	109,6 $\pm$ 78	133 $\pm$ 23,5	33,6 $\pm$ 20,6	
MES (mg/L)	0,65	69,3 $\pm$ 78	222,8 $\pm$ 301,7	178,6 $\pm$ 108,5	
DCO (mg/L O <sub>2</sub> )	18	117,2 $\pm$ 37	158,5 $\pm$ 32,6	106,9 $\pm$ 161,2	
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	NA	10,2 $\pm$ 12,3	3,9 $\pm$ 0,8	32,6 $\pm$ 112,7	25
DCO/DBO <sub>5</sub>	-	27 $\pm$ 16	42,8 $\pm$ 11	10,5 $\pm$ 6,8	
Indice Hydrocarbures C10-C40 (mg/L)	<l.q	0,151 $\pm$ 0,142	0,118 $\pm$ 0,012	0,12 $\pm$ 0,089	1
Cadmium ( $\mu$ g/L)	<l.q	<l.q	2 $\pm$ 2	<l.q	5
Chrome ( $\mu$ g/L)	<l.q	5 $\pm$ 8	18 $\pm$ 35	10 $\pm$ 16	
Cuivre ( $\mu$ g/L)	20	7 $\pm$ 6	8 $\pm$ 5	23 $\pm$ 31	
Nickel ( $\mu$ g/L)	<l.q	5 $\pm$ 2	28 $\pm$ 20	12 $\pm$ 11	
Zinc ( $\mu$ g/L)	34	21 $\pm$ 16	41 $\pm$ 56	58 $\pm$ 63	

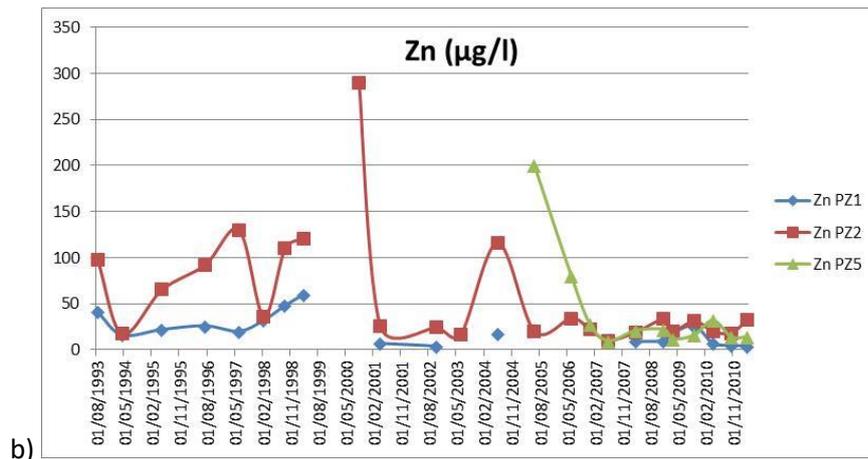
Plomb ( $\mu\text{g/L}$ )	<l.q	$3 \pm 1$	$2 \pm 1$	$6 \pm 2$	10
Mercure ( $\mu\text{g/L}$ )	<l.q	<l.q	<l.q	<l.q	1
Arsenic ( $\mu\text{g/L}$ )	<l.q	$33 \pm 11$	$95 \pm 41$	$58 \pm 33$	10

Les chlorures et le zinc sont choisis comme éléments pour évaluer l'impact spatial de la décharge et étudier l'évolution en fonction du niveau des nappes. Les chlorures représentent l'évolution de la salinité des eaux (minéralisation globale). Le paramètre « conductivité » peut aussi être choisi. Les concentrations en zinc sont les plus élevées par rapport aux autres éléments trace, hormis l'arsenic (double source probable déchets et micaschistes). Il peut aussi être intéressant de tracer l'évolution de cet élément en fonction de la hauteur d'eau. Des coefficients de corrélation peuvent également être calculés pour évaluer le lien entre les éléments trace eux-mêmes et la hauteur d'eau.

Les deux graphes ci-dessous permettent de comparer l'évolution spatiale des niveaux de concentration en chlorures et de zinc dans les trois points de contrôle, ainsi que l'évolution temporelle. Sur la figure a), on constate que la conductivité la plus faible est rencontrée dans le PZ2, le point le plus éloigné de la décharge, par contre en aval immédiat de la décharge (PZ5), les conductivités sont équivalentes voire supérieures au cœur de décharge. Il y a donc un transfert important de substances solubles depuis la décharge vers la périphérie. La limite de la nappe de la décharge n'étant pas connue, on peut seulement émettre l'hypothèse de la circulation de l'eau de la décharge dans les talus la bordant et/ou par la mise en contact de la nappe de la décharge avec la nappe alluviale. Dans le PZ1, la conductivité décroît depuis 20 ans ; pour PZ2, il n'y a pas de tendance nette et les données ne sont pas assez nombreuses pour conclure sur le PZ5.

Sur la figure b), les concentrations en zinc (zinc total) montrent des niveaux très hétérogènes entre les trois points de mesure avec des teneurs plus élevées en PZ2 qu'en PZ1, ce qui interroge sur les sources de la pollution au zinc. Depuis 2007, les valeurs présentent une variabilité beaucoup plus faible.





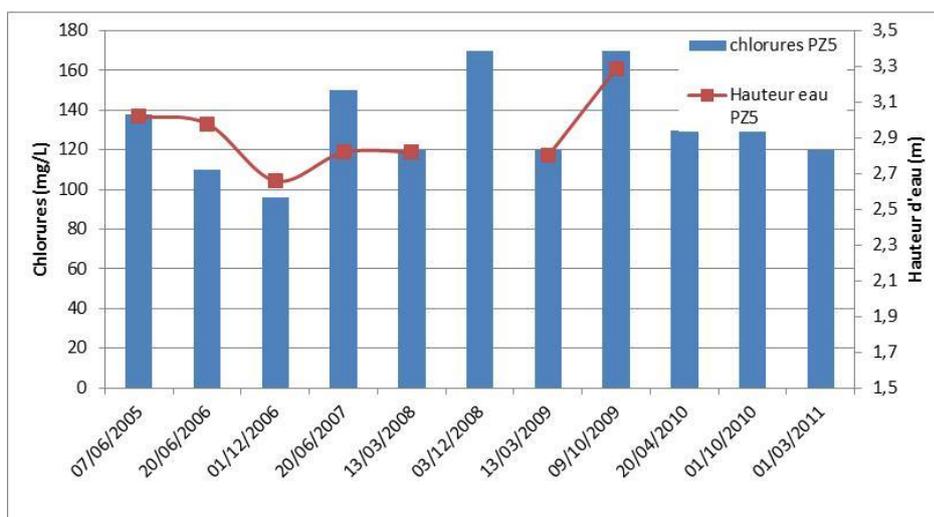
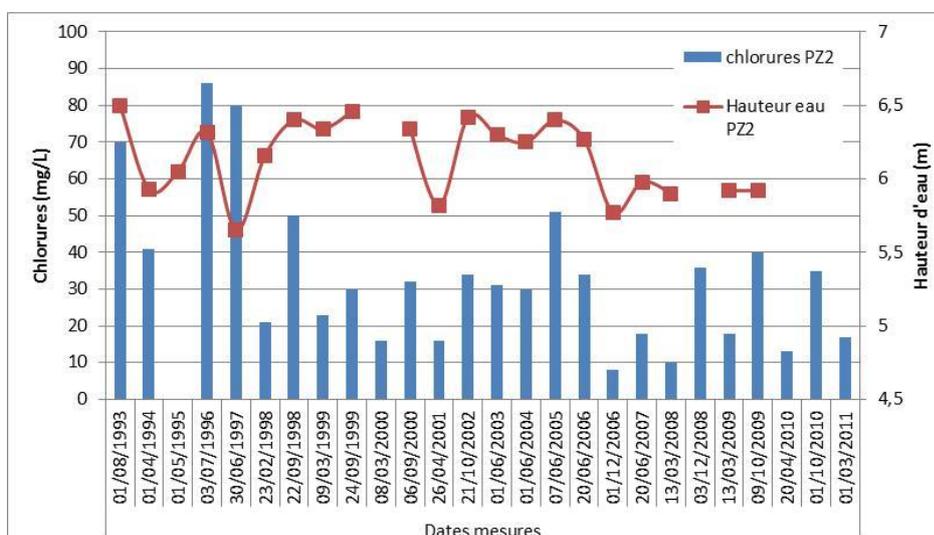
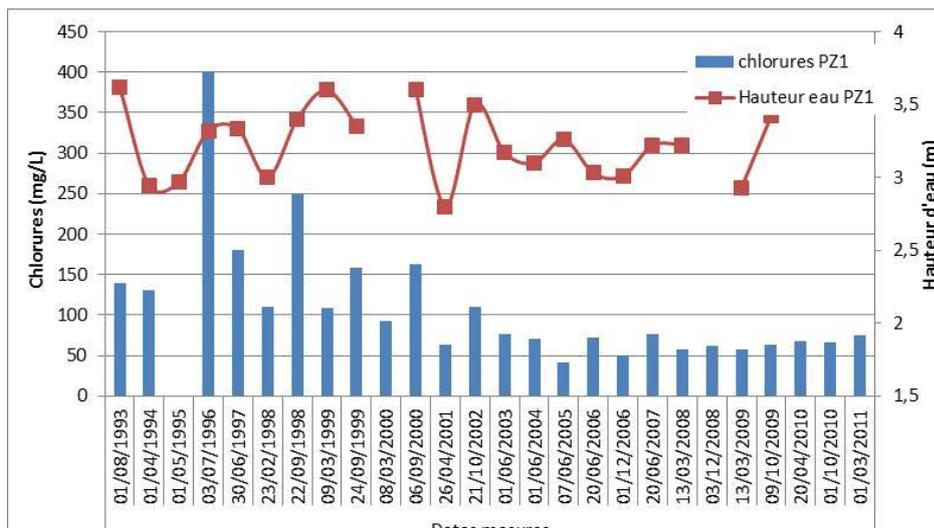
Les variabilités importantes des teneurs en polluants peuvent être liées, entre autre, à la variation du niveau de la nappe de la décharge et de la nappe alluviale au cours de l'année. Les graphes ci-dessous proposent une comparaison des variations paramètre/hauteur d'eau.

Pour la teneur en chlorures (a) :

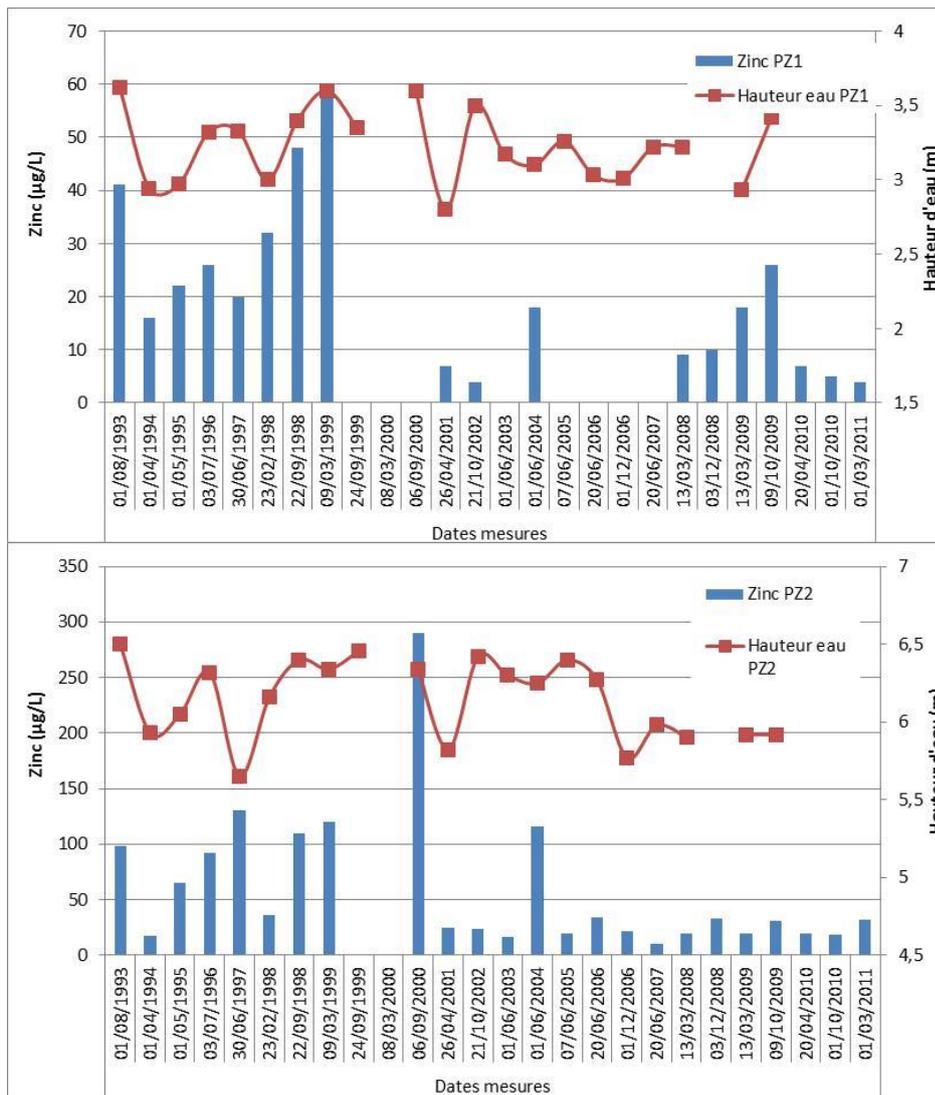
- d'un point de vue temporel : la tendance est à une stabilisation de la valeur moyenne des teneurs en chlorures depuis 2003 après une phase de décroissance entre 1993 et 2003. Cela s'observe sur PZ1 et PZ2 pour lesquels la chronique de données est suffisante ; les valeurs de concentrations sont plus fortes de juin à octobre, qu'en mars, avril. Cela correspond à la période de basses eaux (niveau d'eau bas) et on observe donc une concentration plus importante des sels dissous dans les eaux souterraines ;
- d'un point de vue spatial : comme pour la conductivité, les teneurs dans le PZ1 et les PZ5 sont supérieures à celles dans le PZ2 qui est plus en aval, ce qui traduit les effets de dispersion des substances transférées mais aussi l'hétérogénéité des écoulements lié à la lithologie. Les valeurs élevées en PZ5 peuvent aussi être dues à l'hétérogénéité des déchets au sein de la décharge qui relargent plus ou moins de chlorures et également au positionnement du PZ5 vis-à-vis du massif.

Pour autant que l'on puisse en juger, avec les données disponibles, les teneurs en zinc (b) dans les eaux souterraines présentent une évolution assez similaire avec le niveau des eaux, tout au moins pour les pics de concentration les plus importants. Ce qui signifie qu'en basses eaux, un phénomène de concentration des micropolluants se met en place. Un essai de comparaison avec la teneur en MES n'a pas montré de corrélation entre les évolutions. D'un point de vue spatial, les concentrations en PZ2 sont plus importantes qu'au cœur de la décharge. On peut poser comme hypothèses soit une diminution de l'émission (source), soit une explication proche de celle évoquée au-dessus pour les chlorures.

a) Evolution des teneurs en chlorures dans les piézomètres en fonction de la hauteur d'eau



b) Evolution des teneurs en zinc dans les piézomètres en fonction de la hauteur d'eau



### Paramètres problématiques et actions complémentaires

La comparaison des résultats d'analyse en amont (puits 4) et en aval hydraulique (PZ5) par rapport à la décharge permet de voir l'impact direct de la partie Ouest de la décharge (ciblée dans cette étude) sur les eaux souterraines. Il est important de suivre des micropolluants comme le cadmium et le chrome qui peuvent avoir des impacts sanitaires importants. Il en est de même pour l'arsenic qui s'avère très présent dans les eaux souterraines. Il serait donc intéressant de pouvoir avancer sur l'origine de l'arsenic : déchets et/ou origine naturelle, l'arsenic pouvant être présent dans les altérites de micaschistes utilisées en couche intermédiaire entre les couches de déchets déposées dans la décharge.

Les actions complémentaires nécessaires pour avancer dans la compréhension seraient d'une part de disposer des mêmes données sur l'ensemble des points de contrôle existants pour pouvoir caractériser les écoulements au sein de la décharge, d'autre part de proposer le développement du réseau de surveillance (piézomètres, puits) afin de pouvoir mieux quadriller le secteur en terme de points de mesure en cœur de décharge, en amont et en aval hydraulique. Les mesures de hauteur d'eau et les gammes de valeurs de paramètres

physicochimiques et chimiques nous aideront à définir les sens précis d'écoulement dans/sous la décharge et à lever les hypothèses concernant les variations de concentrations observées en cœur de décharge et en aval. Un ou plusieurs points de surveillance dans la plaine alluviale (zone Natura 2000) permettraient de confirmer l'étendue du panache de pollution.

## Conclusions

L'ancienne décharge représente une source significative de pollution, dans un environnement où d'autres sources sont néanmoins susceptibles d'exister (cf. sites Basias, et ICPE).

Elle est susceptible d'impacter différents milieux (sol, eaux de surface et souterraines, air), par le transfert de polluants. Les enjeux correspondant sont des enjeux sanitaires sur les personnes fréquentant occasionnellement le site (travailleurs, gens du voyage), et les populations habitant à proximité du site (en aval hydraulique entre la décharge et la Loire plus particulièrement).

L'interprétation des données de suivi réglementaire de qualité des eaux de surface et des eaux souterraines montre un impact sur celles-ci. Néanmoins, concernant les eaux souterraines, le piézomètre Pz5 met d'une part en contact la nappe des remblais et la nappe alluviale. Il apparaît en outre alimenté en partie directement par les lixiviats. Il est difficile dans ce cadre de juger de l'impact de la décharge sur la nappe alluviale. Ce piézomètre nécessiterait ainsi d'être remplacé par un piézomètre plus adapté captant uniquement la nappe alluviale. Par ailleurs, il manque une vérification de l'impact en aval plus éloigné, ou a minima au niveau du Puits 7.

Concernant les eaux de surface, si celles-ci apparaissent impactées comme l'indiquent certains paramètres nettement plus élevés dans le collecteur aval par rapport au collecteur amont, certaines pollutions semblent provenir de sources extérieures. C'est le cas en particulier de la pollution aux hydrocarbures.

Pour réduire l'impact de la décharge sur les eaux, plusieurs actions pourraient être entreprises :

- imperméabilisation et végétalisation (engazonnement : 3 000 €/hectare) de la surface de la décharge pour empêcher l'infiltration des eaux de pluie et la formation de la nappe des remblais, clôture du site (grilles) + éventuelle étanchéification des talus pour éviter les transferts latéraux des lixiviats. Dans ce cadre, il conviendrait de s'assurer de l'évacuation correcte des biogaz pour limiter les risques d'incendie voire d'explosion.
- réparation ou modification du réseau de collecte des eaux de pluies, par étanchéification du collecteur passant sous la décharge (si pas trop effondré) ou déplacement de celui-ci (à étudier).

Concernant la réhabilitation du site, le scénario suivant n'est pas considéré car il semble techniquement et économiquement peu réaliste : extraction en totalité et traitement des déchets hors site (50 €/m<sup>3</sup>), dératissage (300 €/site) et végétalisation (engazonnement et plantation d'arbres périphériques 3 000 €/hectare).

## Références bibliographiques

## **Ouvrages, rapports, articles**

Le Guern C. et Béchet B. (2016) Eléments de contexte – Prairie de Mauves

Lotram, Y. (2012) Méthodologie d'étude multi-échelle du transport de polluants dans les sols urbains - Application à une ancienne décharge de déchets municipaux sur Nantes. Thèse de doctorat de l'Ecole Centrale de Nantes.

## **Sites internet**

Basias : <http://www.georisques.gouv.fr/dossiers/inventaire-historique-des-sites-industriels-et-activites-en-service-basias>

Basol : [basol.developpement-durable.gouv.fr/](http://basol.developpement-durable.gouv.fr/)

Georisques : <http://www.georisques.gouv.fr/>

Infoterre : [infoterre.brgm.fr/](http://infoterre.brgm.fr/)

Geoportail : <https://www.geoportail.gouv.fr/>

Google Street Map : <https://www.google.fr/maps>

Remonter le temps (IGN) : <https://remonterletemps.ign.fr>

## **Autres sources consultées**

Ademe (2005) Remise en état des décharges, méthodes et techniques. Collection connaître pour agir. <http://www.ademe.fr/remise-etat-decharges-methodes-techniques>

Rédiger un rapport technique synthétique à l'intention du service technique (10-20 p.) et une courte note non technique (1 à 2 p.).

## B- Note non technique

Située à l'Est de Nantes, l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves (Figure 1) impacte l'environnement, et plus particulièrement les eaux superficielles et souterraines à proximité immédiate de la décharge. Sont ainsi concernés : l'étier relié directement à La Loire, celle-ci étant située à environ 300 m, et la nappe d'accompagnement de la Loire située au droit de la zone Natura 2000. Des enjeux sanitaires sont associés, puisque des travailleurs occasionnels et visiteurs fréquentant la décharge, les habitants du bord de Loire ainsi que des promeneurs pourraient être exposés à des pollutions issues de la décharge. Plusieurs actions permettraient de réduire l'impact de la décharge sur l'environnement et les risques sur la santé humaine (Figure 2). Une étanchéification de la surface de la décharge et des talus périphérique, tout en drainant les biogaz et en les évacuant vers l'atmosphère (après éventuel traitement), permettrait de réduire la formation de jus de décharge (lixiviats), et ainsi de réduire les transferts vers les eaux souterraines. Un remplacement du collecteur d'eaux pluviales passant à la base du massif de déchets permettrait d'éviter l'infiltration des lixiviats dans celui-ci et leur rejet direct dans les eaux de surface, à savoir l'étier relié directement à la Loire. Ces mesures pourraient être accompagnées d'une végétalisation de surface (enherbement) de la décharge pour son intégration paysagère.

Afin de vérifier l'efficacité des mesures prises, il conviendrait d'améliorer le réseau de surveillance des eaux souterraines. En particulier, un point d'eau (piézomètre) dans la zone de la Bonnetière en amont hydraulique de la décharge permettrait de vérifier la qualité des eaux souterraines avant leur passage sous la décharge. Deux points d'eau du réseau de surveillance réglementaire qui, par leur configuration actuelle, surestiment probablement l'impact de la décharge, mériteraient d'être reconsidérés. Un point de surveillance des eaux souterraines dans la zone Natura 2000 entre la décharge et la Loire (aval hydraulique éloigné) permettrait en outre de vérifier l'étendue du panache de polluants, les concentrations associées ainsi l'impact éventuel sur la zone Natura 2000. Une vérification des enjeux liés aux eaux souterraines, Il conviendrait également de vérifier l'usage des puits de particuliers dans l'environnement proche de la décharge (amont immédiat, aval hydraulique).

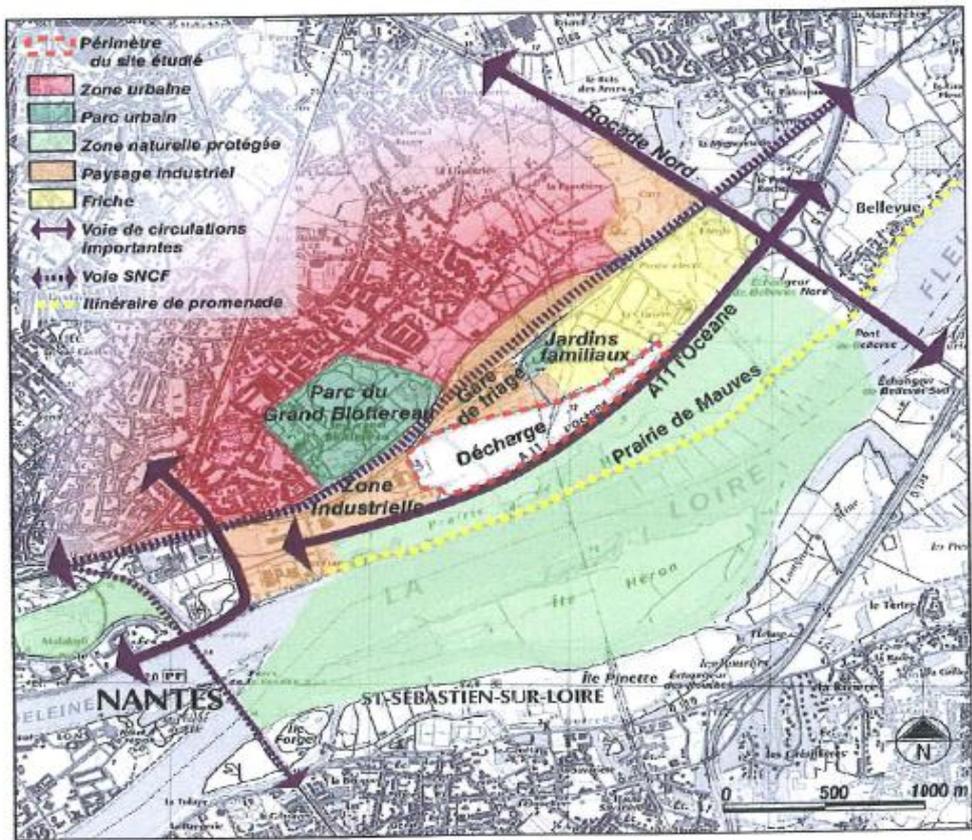


Figure 1 : Contexte général de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves

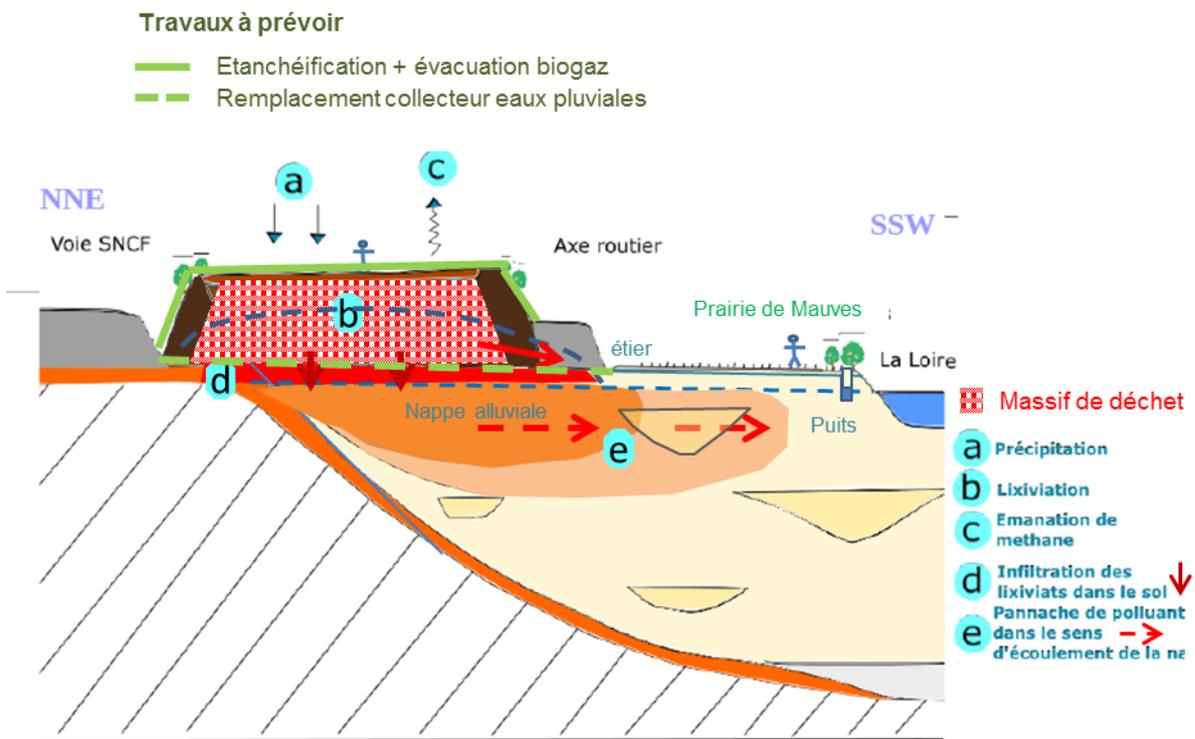


Figure 2 : Travaux à prévoir pour réduire l'impact de l'ancienne décharge sur les eaux souterraines et de surface

## Jardins urbains et pollution des sols : évaluation des risques et démarches d'experts

### Deux modèles experts pour le jardinage urbain : Toronto et Paris

Les deux documents étudiés (protocole de la Ville de Paris et l'outil d'aide à la décision de la ville de Toronto) ne sont pas comparables terme à terme puisque le guide-outil détaille toute la procédure à suivre (échantillonnage, etc...) alors que le protocole parisien présente les grandes étapes de la démarche. Les deux démarches présentées répondent toutefois au même objectif : encadrer le jardinage urbain tout en gérant les risques potentiels associés dans un contexte urbain où la qualité des sols demeure une préoccupation. En revanche, les manières d'y répondre diffèrent fortement d'une situation à l'autre.

### **Question 1) Sur quels documents s'appuient les villes de Toronto et de Paris ? Pourquoi la dimension historique est-elle importante en terme d'évaluation des risques urbains ?**

Dans les deux cas, l'approche s'appuie sur un diagnostic systématique préalable basé sur une visite et une étude documentaire de l'histoire du site – à partir des documents disponibles dans les archives des villes. L'expertise développée localement (basée notamment sur l'histoire de l'urbanisation) permet sur la base de ce diagnostic de classer les sites par rapport à la suspicion de pollution. Ce classement entraîne dans les deux cas une prise de décision quant à l'analyse ou non des sols, voire dans le cas de Paris à l'abandon du site – ce qui n'est pas le cas à Toronto. L'importance du diagnostic historique nous conduit à deux réflexions : cette approche ne peut être menée que dans le cas d'une bonne connaissance de l'évolution de l'occupation des sols des villes, laissant cependant ouverte la question de « jusqu'où faut-il remonter dans le temps ? »<sup>1</sup>. De plus, des études récentes (Cheppe et al, 2013 ; Lefebvre, 2015) ont montré la variabilité des méthodologies utilisées par les bureaux d'étude pour mener les évaluations de risques liés au jardinage urbain en soulignant une absence fréquente de diagnostic historique concernant le passif du sol. Pourtant, seule une approche historique approfondie permet de s'assurer de l'exhaustivité des polluants à rechercher.

---

<sup>1</sup> Cette question est d'autant plus pertinente que l'on trouve dans les sols la trace de pollutions très anciennes, datant parfois de plusieurs centaines d'années (Rencontres internationales de Liessies 2014).

## Question 2) Par rapport aux cultures en ville, quelle est la différence majeure entre les deux collectivités ? Quels sont les principes et les valeurs qui orientent leurs actions respectives ?

L'une des différences les plus marquantes est que la ville de Toronto permet la culture dans du sol en place alors que la ville de Paris ne l'autorise pas<sup>2</sup>. Cette position s'explique à Paris par l'absence de valeurs réglementaires et l'application du principe de précaution partant du principe que le sol parisien de par son histoire (industrialisation et urbanisation, remblais...) est très majoritairement contaminé. L'approche de la ville de Paris est de supprimer de facto tout risque potentiel associé à une éventuelle pollution des sols, en s'affranchissant des pratiques des jardiniers. La ville de Toronto propose quant à elle des recommandations basées sur le niveau de risque caractérisé en comparant les analyses de sol à des valeurs-guides qu'elle a elle-même construites<sup>3</sup> pour prendre spécifiquement en compte le risque associé au jardinage urbain. A Paris comme à Toronto, les termes employés « site industriel lourd », « suspicion de pollution importante », « peu, moyennement ou très préoccupant »<sup>4</sup> traduisent des jugements de valeurs des experts.

Toronto	Paris
« On cultive en toute circonstance »	« On ne cultive pas dans le sol en place »

## Question 3) Quelles différences constatez-vous entre les valeurs prises par ces différents experts ? Quelle différence en terme d'approche des risques liés au monde urbain (risques pris en compte ou ignorés dans chacune des deux situations) ?

Les valeurs prises comme références traduisent ainsi les modalités de cadrage qu'ils prennent en compte ou construisent pour l'occasion. Le tableau suivant illustre ainsi, à titre

---

<sup>2</sup> Sauf si des analyses agronomiques et de pollution ont été réalisées et permettent de juger de la compatibilité entre la qualité du sol et l'usage.

<sup>3</sup> sur la base d'une approche sanitaire mais également sur la base de valeurs écotoxicologiques, de fond géochimiques urbain/rural et de limites de détection.

<sup>4</sup> c'est faire une hypothèse peut-être un peu forte sur la qualité de ces environnements sauf à considérer que l'aménagement de tous les espaces disponibles de la ville est connu. A Paris, la connaissance de la qualité des espaces verts est en cours d'études et certains résultats soulignent des contaminations comme par exemple au plomb dans le parc des Buttes Chaumont (de l'ordre 300 à 600 mg/kg environ) que la ville ne soupçonnait pas.

d'exemple, pour deux métaux (cadmium, zinc), les valeurs utilisées à Paris pour caractériser la contamination des sols et à Toronto pour orienter la gestion des sols, où apparaissent de vraies différences.

A noter cependant que le protocole parisien n'aborde pas la proximité des sources de pollutions atmosphériques que sont les routes et qui peuvent induire une pollution du sol et du végétal, ce que fait le guide de Toronto, estimant que l'apport de terre végétale contrôlée résout le problème de cette éventuelle contamination (au moins à court terme).

#### **Question 4) Quelles modalités de gestion sont envisagées à Paris et à Toronto ? Des recommandations suffisent-elles à gérer ce type de risque ?**

La gestion des risques est internalisée dans le cas parisien et pour partie déléguée dans le cas canadien : en effet, dans le premier cas, la ville de Paris s'affranchit des pratiques des jardiniers – lesquelles peuvent diminuer ou augmenter les risques<sup>5</sup>. La ville assure pleinement ses responsabilités en prenant des mesures de précaution sans présager du comportement des usagers. Dans le second cas, une partie des recommandations de Toronto s'appuie sur les pratiques et comportement des jardiniers. Ces recommandations nécessitent un niveau d'information et de sensibilisation important et la question du respect de ces recommandations à court, moyen et longs termes se pose<sup>6</sup>. Toronto encourage la pratique d'intrants permettant d'augmenter la dilution des polluants, la concentration en matière organique et le pH mais sans l'encadrer ce qui soulève deux types de problème : celui de la question du respect de ces recommandations sur le long terme et celui du partage de ces informations à l'échelle de l'ensemble d'un jardin collectif.

#### **Question 5) Les terres d'apports utilisées pour aménager les jardins collectifs urbains peuvent poser problème. Lesquels ? Quelles sont les mesures envisagées dans les deux situations ?**

La ville de Paris met en avant les questions de traçabilité des terres d'apport en mettant l'accent sur la gestion des terres d'apport qui doivent répondre à un cahier des charges portant notamment sur leur provenance. Avant acceptation, les terres sont contrôlées par le laboratoire

---

<sup>5</sup> Il est reconnu que la mobilité des polluants métalliques dans un sol est liée aux caractéristiques physico-chimiques de celui-ci. Ainsi des teneurs en matières organiques élevées et un pH basique auront tendance à immobiliser le métal dans le sol.

<sup>6</sup> Le retour d'expérience qui devrait être réalisé permettra d'évaluer ces différents points.

d'agronomie sur la base de leur fertilité et plus récemment en polluants ETM. Parallèlement, les terres polluées excavées devront être orientées vers une filière de gestion des déchets adaptée. Même si le contrôle de ces transferts de terre est parfois difficile à réaliser au quotidien, la volonté de l'AEU est d'améliorer cette traçabilité en étant plus stricte sur la réception des terres. Pour sa part, Toronto ne précise pas l'origine et la qualité de ces terres d'apport qui doivent cependant être propres. D'autres pratiques sont également à surveiller dans les jardins : on met en avant la valorisation du compost à partir de déchets urbains au nom des circuits courts et de la ville durable ; cependant, des analyses ont montré que ces composts urbains peuvent être contaminés remettant en question l'idée de cultiver sainement. Il faut donc faire attention aux « effets boomerang » (Beck, op.cité) d'un élément dont on n'a pas encore (ou peu) conscience aujourd'hui et qui pourrait se révéler problématique demain.

### **Question 6) Communiquer sur les risques est important. Quels en sont les atouts et les limites ? Comment améliorer l'interaction avec les citoyens sur les risques liés aux sols urbains ou péri-urbains ?**

Dans les deux cas, la communication est au cœur du projet, avec des actions de sensibilisation et de pédagogie. Plusieurs réflexions apparaissent alors autour de la question de la communication. Par exemple, les difficultés évoquées par tous les gestionnaires de jardins de mener à bien une communication, et ce à long terme : la ville de Paris distribue des fiches de synthèse historique pour informer les jardiniers sur le passé du site, mais sont-elles distribuées seulement au bureau de l'association ? Quid des jardiniers qui communiquent peu avec le bureau ou qui ne lisent pas ? Posant alors la question de la communication basée uniquement sur des documents papiers...En outre, se pose la problématique de la transmission des informations dans le temps et de la mémoire du risque sur le site.

Pourtant le jardinage urbain est un terrain propice pour entrer en « démocratie technique » (Callon, op cit) car certaines personnes, souhaitant s'adonner à cette activité volontaire et non subie, sont prêtes à discuter avec les experts pour la recherche commune de solutions.

### **Conclusion**

À l'issue de ce travail, on constate que le sol s'érige en « acteur collectif » (Roux, 2002) mettant en lien institutionnels, associatifs, jardiniers, collectivités et experts.

- Pas de généralisation possible mais une grande variabilité de comportements et d'attitudes des *jardiniers* au sein d'un même jardin, ce qui révèle un lien au sol personnel qui existait auparavant mais qui s'exprime davantage lorsque le sol est contaminé ;

- On note également une grande variabilité des positionnements des *collectivités, des experts et des spécialistes*.

La notion d'experts est à déconstruire. Il faut rester vigilants et se demander : qui parle, au nom de quoi, dans quel contexte, pour quel objectif d'intervention, etc. On constate l'intégration de jugements de valeur des experts dans les guides orientant le jardinage urbain. Sur des questions de société, ces valeurs sont inévitables mais elles doivent être explicitées. On remarque ainsi des positionnements d'experts très différents : il faut différencier l'expertise sur les risques liés au milieu urbain (sol, air, eau) de l'ingénierie de projets visant à développer l'agriculture urbaine ou les jardins collectifs.

Les experts (techniques et scientifiques) sont attachés à des valeurs, à des intérêts ou à des enjeux institutionnels (pouvoir, prestiges, etc) comme on peut le voir avec les différentes manières d'évaluer le même risque = > Ces démarches ne sont donc pas « purement » techniques. De plus, autour des projets d'agriculture en ville ou de jardinage urbain gravitent aussi des entreprises, des intérêts financiers ou institutionnels, qui devraient faire l'objet de questionnement par les publics concernés.

La découverte d'une contamination des sols d'un jardin provoque non seulement un choc émotionnel mais également la remise en cause de l'apparente fiabilité du jardin et de son environnement. Leurs sentiments de continuité et de confiance ébranlés, les jardiniers peuvent abandonner le jardinage ou adopter diverses stratégies individuelles dont l'enjeu est de composer avec cette découverte et ses conséquences ce qui, souvent, se traduit par l'adaptation de leurs comportements et de leurs pratiques. Les vécus d'une contamination sont donc avant tout une expérience et un processus individuels, malgré la nécessité d'une discussion plus ou moins collective. Ainsi, un accompagnement ou un vécu partagés permettent aux jardiniers de faciliter la restructuration de leur perception du jardin et la construction d'une nouvelle « sécurité ontologique » (évoquée plus haut).

Consécutivement, l'association gestionnaire peut elle-même être remise en cause par les jardiniers et connaître ainsi une phase de déstabilisation, de redéfinition, voire une restructuration. Les incertitudes sont donc également sociales et mettent à l'épreuve le collectif en révélant des tensions et des rapports de force internes.

Au lieu de considérer que les jardiniers sont ignorants ou irrationnels, il s'agit plutôt de reconnaître qu'on ne leur a pas donné les moyens de se positionner objectivement sur la question de la qualité du sol urbain ni sur les dangers sanitaires potentiels qu'il peut contenir.

En situation d'incertitude, la constitution d'une expertise, détachée des aspirations militantes, ne peut devenir crédible que si elle repose sur un message pluraliste (associant sciences biotechniques et sociales, experts techniques, gestionnaires, représentants de l'Etat, collectivités etc ...) qui incite à la vigilance quant aux effets des contaminations urbaines (sol, air, eau d'arrosage) sur les cultures envisagées. Il s'agit de définir des mesures proportionnées, révisables au cas par cas, associant l'ensemble des acteurs concernés. Certains jardiniers, confrontés à des pollutions avérées, se disent prêts à participer à la remédiation des sites afin de permettre aux générations futures de cultiver dans de bonnes conditions. Portant une forme d'intérêt général, ces différentes prises de parole participent ainsi à la mise en politique de la qualité du sol urbain, proposé comme bien commun.

Le 21 juin dernier, en troisième lecture du projet de loi sur la biodiversité, les députés ont reconnu la protection de sols d'intérêt général en les intégrant au patrimoine commun de la nation (comme l'air, l'eau, les espèces végétales et animales), en considérant le sol comme un écosystème à part entière qu'il faut protéger pour lui-même. La question de la qualité du sol urbain est entrée en politique.

## Le cas des jardins partagés des Églantiers

### Introduction

A l'occasion de l'aménagement d'un nouveau quartier au nord de Nantes, des sols pollués ont été mis à jour faisant craindre à la ville la découverte de pollutions dans le jardin partagé des Eglantiers (2 ha) jouxtant ce site. Les premières investigations révèlent la présence de Plomb (Pb) et d'Arsenic (As) dans le sol et des teneurs en Pb au-dessus du seuil réglementaire dans certains légumes (notamment carottes, poireaux).

Vous êtes chargé d'étude mandaté par la Ville de Nantes pour une étude approfondie : effectuer des analyses, évaluer les risques, si besoin proposer des études/analyses complémentaires et, le cas échéant, proposer une(des) solution(s) de gestion, si pollution il y a.

### Réunion d'information

Avant de mettre en œuvre la démarche d'interprétation des milieux (IEM) éventuellement suivie d'un plan de gestion, vous participez à une première réunion d'information des jardiniers.

La réunion est animée par la Ville de Nantes et le Service des Espaces Verts et de l'Environnement (SEVE).

Nantes compte aujourd'hui 35 sites de jardins collectifs regroupant près de 1076 parcelles individuelles réparties sur l'ensemble du territoire.

A Nantes, les jardins familiaux sont implantés au cœur des quartiers. Grâce à l'engagement des associations qui les animent, ils offrent aux habitants la possibilité de participer activement à la création du paysage, la conservation du patrimoine vert et la préservation de l'environnement. Leur fonction à la fois sociale, culturelle et environnementale, constitue un levier concret à l'échelle du quartier traduisant la mise en œuvre effective des grandes orientations municipales en termes de développement durable et de respect de l'environnement.

L'objectif pédagogique de cette introduction est :

- Prendre connaissance de la nature d'un jardin partagé, de la population qui y vient, des usages du jardin, des parties prenantes du projet et des problématiques qu'il va rencontrer.

### Le jardin partagé

Lors de cette réunion vous apprenez que la population présente sur le jardin partagé des Églantiers est la suivante :

- Adulte (17 à 60 ans) qui consomme uniquement les légumes du jardin. Il va au jardin toute l'année. Par ailleurs, il travaille la terre pour la culture des légumes d'où une ingestion supplémentaire de terre, en plus de l'ingestion « standard » ;
- Enfant (2 à 7 ans) : idem « adulte » sauf qu'il ne travaille pas la terre ;
- Enfant (2 à 7 ans) qui ne consomme que les légumes du jardin mais n'y vient pas et ne consomme donc pas de terre.

Vous apprenez également que, suite à la découverte d'Arsenic dans l'eau des puits, tous les jardins du site des Églantiers sont reliés depuis plusieurs années au réseau d'eau potable.

Le SEVE, sur recommandation de l'Agence Régionale de Santé (ARS), vous demande de réaliser une Interprétation de l'état des milieux (IEM) afin de s'assurer que l'état du site des Églantiers est compatible avec l'usage actuel de jardin. Par mesure de précaution le site des Églantiers est fermé.

### Première Etape : l'analyse du contexte

L'objectif pédagogique de l'analyse du contexte est :

- Reconstituer l'historique du site :
  - Situer le jardin des Églantier ;
  - Exploiter les bases BASIAS et BASOL ;
  - Déterminer les activités industrielles dans les 500m ;
  - Exploiter les informations d'une carte géologique.

### Consignes du premier livrable:

**Localisez le site des Églantiers (latitude : 47.266888, longitude : -1.574915)**

Créé en 1982, le Jardin des Églantiers est l'un des plus anciens sites nantais. Ce site de 2 ha regroupe environ 90 parcelles. Il est bordé par la rocade au nord, très passagère, et par un quartier résidentiel au sud et à l'ouest (Fig. 1). A l'est de ce jardin, nous trouvons la maison d'arrêt de Nantes.



**Figure 1.** Situation géographique du jardin des Eglantiers (Capture d'écran issue du site : <http://www.coordonnees-gps.fr> et IGN, 2009, BD ORTHO)

Décrivez l'environnement du site. En particulier ce qui pourrait contribuer à engendrer un risque potentiel de pollution.

Produisez une carte localisant les activités humaines actuelles ou passées potentiellement polluantes à proximité du site. On considèrera que le jardin des Eglantiers n'est pas sous influence d'activités humaines potentiellement polluantes si ces activités se trouvent au-delà d'un rayon de 500m).

Identifiez la nature du sous-sol et sa composition.

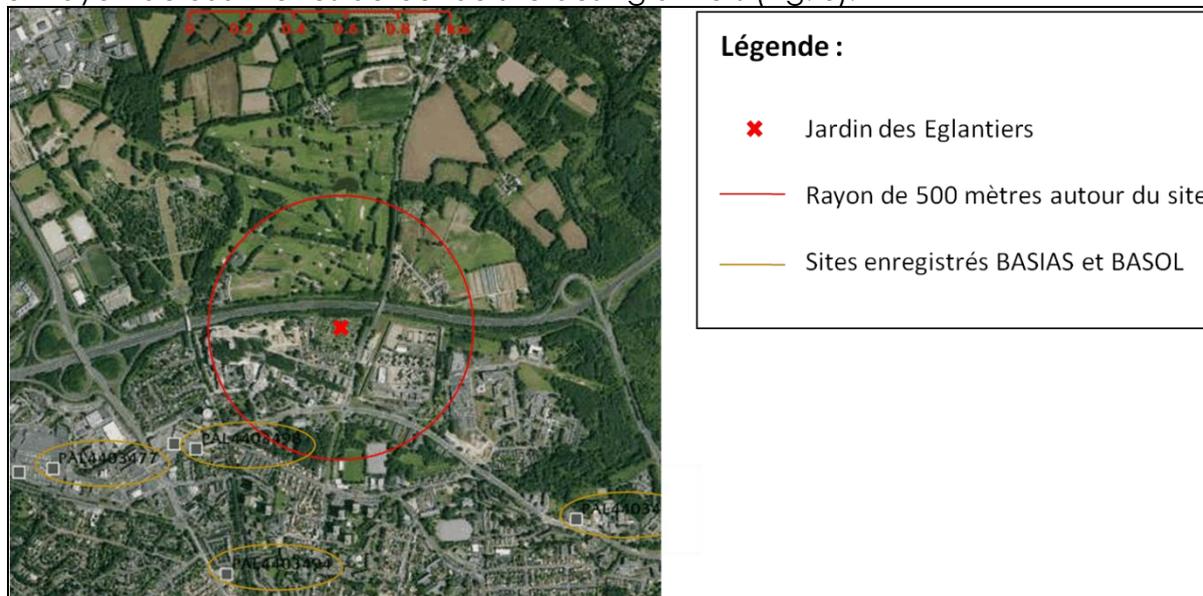
En 1923, le futur jardin des Eglantiers est une zone agricole (Fig. 2). Puis les habitations, bâtiments et routes se développent, nous amenant à une autre vue aérienne en 1978 (Fig. 2), le futur jardin des Eglantiers ayant été une ferme cultivant du blé. En 1982, le jardin est créé. Sur la photo de 1985 (Fig. 2), le périphérique de la ville de Nantes n'est pas encore aménagé.

Le site des Eglantiers surplombe le périphérique, par conséquent, la pollution du trafic routier provenant de l'eau de pluie qui lessive les chaussées ne peut pas être une source de pollution du site.

L'atmosphère, tout comme l'eau, constitue un vecteur de transfert de la pollution routière. Les particules émises peuvent se déposer à plus ou moins grande distance de l'infrastructure, sous forme de dépôts secs ou humides. On ne peut donc pas exclure une origine atmosphérique. En ce qui concerne le Pb, en raison de son interdiction comme additif à l'essence depuis 1999 en France, cette source de contamination s'est tarie mais les traces pourraient être retrouvées, repérées par la présence d'un gradient de concentration en Pb, perpendiculairement à l'axe routier.



Afin d'identifier une éventuelle activité industrielle actuelle ou passée potentiellement polluante, dans un rayon de 500 mètres autour du site des Eglantiers, les bases de données BASIAS et BASOL doivent également être consultées. Dans le cas présent, aucune structure enregistrée dans ces bases ne se trouve(trouvait) dans un rayon de 500 mètres autour du site des Eglantiers (Fig. 3).



**Figure 3.** Zone sous éventuelle influence d'activités passées et/ou actuelle centrée sur le site des Eglantiers (Source : BASIAS).

Sur la base de ces informations, une dernière piste, celle d'un enrichissement naturel du sol en As et Pb est envisagée.

L'extrait de la carte géologique de Nantes (Fig. 4) montre que le site se trouve au croisement de 2 zones distinctes :

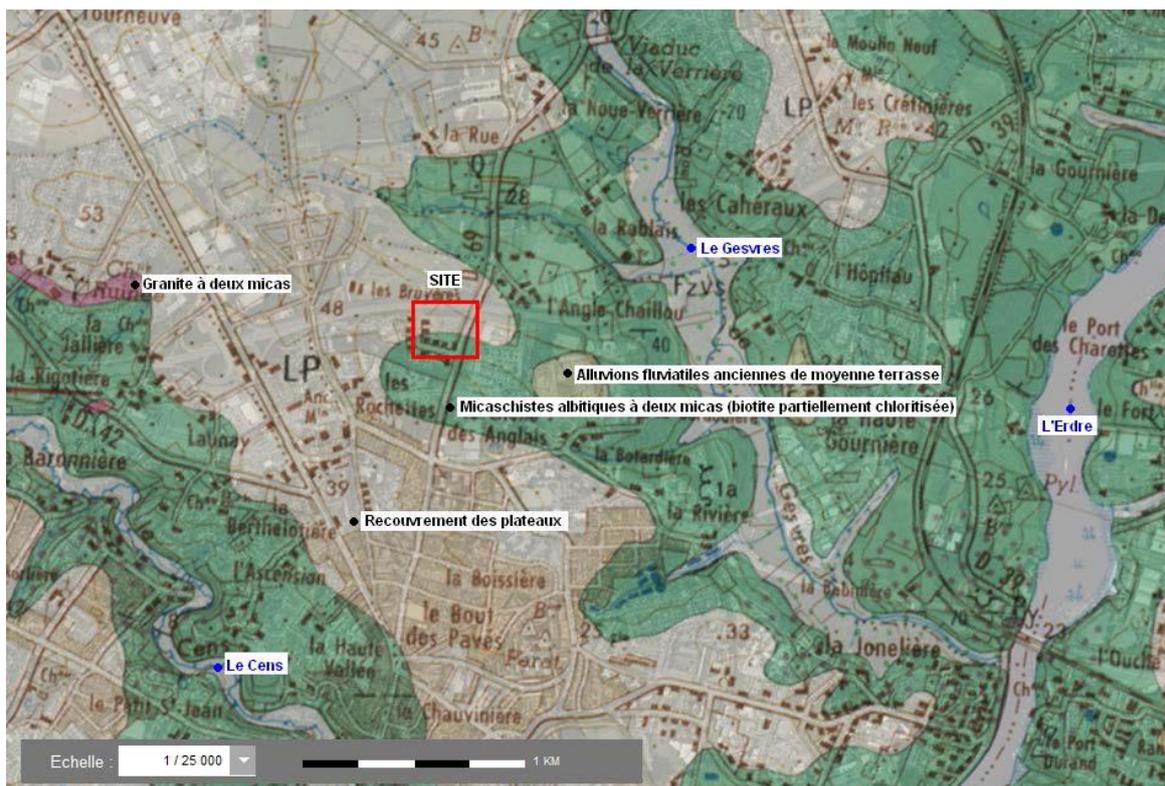
- Recouvrement des plateaux composé de limons, argile, sable, pierre et quartz ;
- Micaschistes albitiques à deux micas (biotite partiellement chloritisée) : composés de muscovite, biotite et de filons pegmato-aplitiques.

Or les micaschistes, et plus particulièrement les altérites de micashistes, peuvent être naturellement enrichis en métaux et notamment en As et Pb, ce qui est relativement courant dans les sols locaux.

Par ailleurs, la note sur la qualité des eaux souterraines réalisée conjointement par la DREAL<sup>7</sup> et l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, a mis en avant les sources de pollution des nappes phréatiques (arsenic, nitrates, pesticides). C'est pourquoi le jardin des Eglantiers, comme tous les autres jardins gérés par la ville de Nantes, est raccordé au réseau d'eau potable de la ville.

La piste d'une anomalie géologique paraît probable mais ne peut être confirmée à ce stade par la simple étude de la carte géologique. Des investigations complémentaires doivent être réalisées, notamment des profils de contamination en fonction de la profondeur du sol.

<sup>7</sup> Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement



**Figure 4.** Extrait de la carte géologique du secteur de Nantes centrée sur le site des Eglantiers. Carte imprimée au 1/50 000ème, feuille n°481 (Source : BRGM Infoterre, Ters et al 1969).

## Seconde étape : l'IEM

### 1<sup>ère</sup> tâche : le schéma conceptuel (2<sup>ème</sup> livrable)

A partir des informations recueillies lors de la réunion de communication et de l'analyse du contexte, vous devez élaborer un schéma conceptuel comme premier élément de communication avec les usagers du jardin.

Le schéma mettra en évidence l'ensemble des éléments suivants :

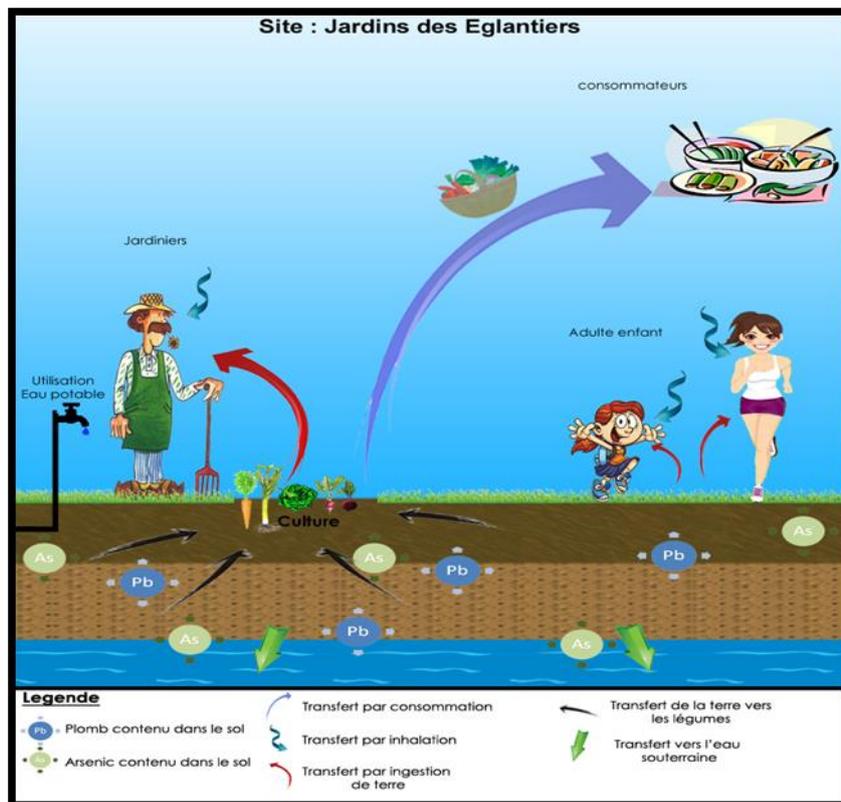
- Sources de pollution ;
- Milieux d'exposition et caractéristiques ;
- Voies de transfert ;
- Personnes/milieus exposés ;
- Points d'exposition.

**Tableau 1.** Récapitulatif des sources, voies de transfert et cibles

Sources de pollution	Arsenic (As) et plomb (Pb).	Commentaires
Milieus d'exposition	Air, eau (souterraine et météorique), sol	- On considérera que la pollution atmosphérique n'impacte significativement ni la qualité du sol, ni celle de l'eau. On la négligera donc.
Voies de transfert	- Infiltration des polluants du sol vers les eaux souterraines - Absorption des polluants présents dans le sol par les légumes	- Pas de contact direct entre le sol et la nappe - Utilisation d'eau traitée du réseau donc pas de transfert par l'eau d'arrosage ou

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Transport dans l'air de particules de terre</li> <li>- Contact direct des particules de terres avec les mains</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>de consommation</li> <li>- On considèrera que l'ingestion de terre prime sur l'inhalation et que la plupart des contaminants, même atmosphériques se retrouvent dans le sols</li> </ul>
<b>Personnes/milieus exposés</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les usagers du jardin</li> <li>- Le sol</li> <li>- L'eau</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sol et eau : problématique environnementale (non prise en compte directement dans l'étude)</li> <li>- Distinguer les différentes catégories d'usagers : jardiniers, consommateurs des légumes produits sur le site, enfants, adultes</li> </ul>
<b>Points d'exposition</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Légumes</li> <li>- Sol</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pas de risque avec l'eau de consommation ; seule de l'eau du réseau est distribuée</li> <li>- Consommation variable de sol selon l'âge de la personne (enfant, adulte) et son activité sur le site (en particulier, travaux de jardinage ou pas)</li> </ul>

A partir des éléments du tableau 1, un schéma conceptuel est proposé (Fig. 5).



**Figure 5.** Schéma conceptuel pour le jardin des Eglantiers.

Le schéma conceptuel montre l'incompatibilité potentielle du site avec les usages actuels, du fait du transfert des polluants et du possible contact avec l'Homme. Par conséquent, nous poursuivons la démarche d'IEM en réalisant des analyses de sol et de légumes.

## 2ème tâche : approfondissement des informations

Lors de la seconde réunion avec les usagers des jardins, plusieurs questions vous sont posées :

- Y a-t-il pollution ?
- Quelle est la nature de la pollution ?
- Quelle est l'origine de la pollution ?
- Toutes les parcelles sont-elles touchées ?
- Quelles sont les conséquences pour les usagers ?

L'objectif pédagogique de l'IEM est :

- D'identifier la pollution et les parcelles touchées ;
- D'interpréter des données de prélèvements ;
- De classer les parcelles touchées ;
- D'identifier l'origine de la contamination ;
- De mesurer la concentration dans les légumes.

### Consignes du 3<sup>ème</sup> livrable :

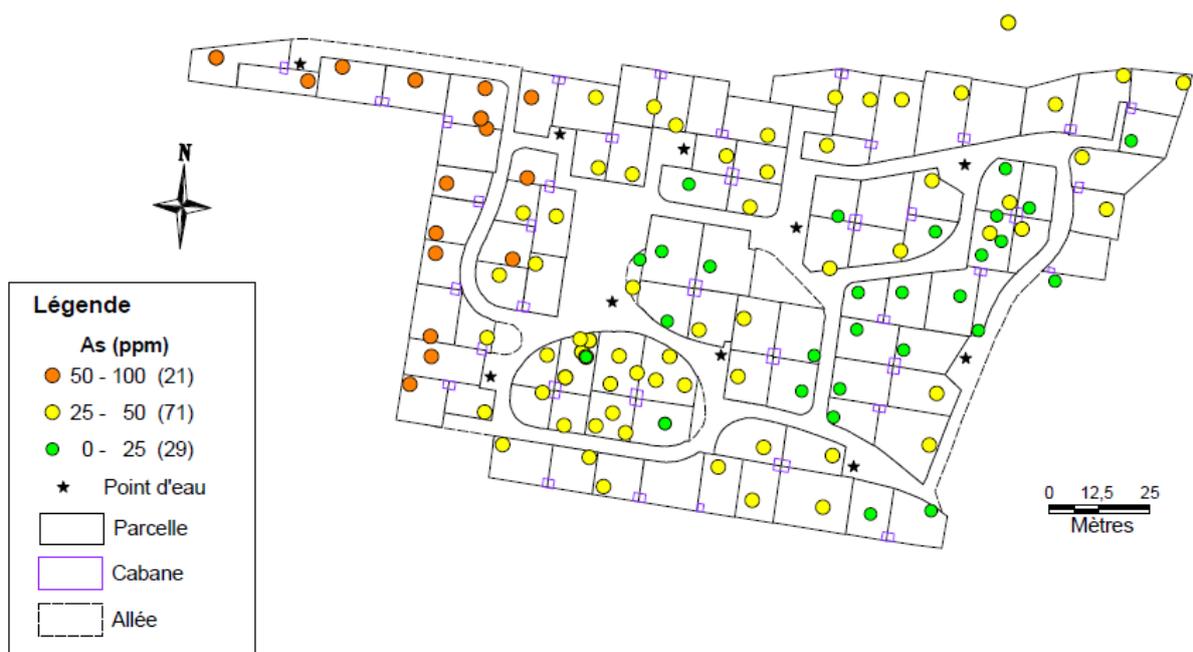
Réalisez deux cartes du jardin des Eglantiers, l'une pour Pb, l'autre pour As (utiliser la carte des points de prélèvements ou les coordonnées GPS des prélèvements). À chaque prélèvement, associez son code couleur correspondant (pas d'anomalie en VERT, anomalie modérée en JAUNE, anomalie forte en ORANGE, anomalie très forte en ROUGE).

Présentez sur un même histogramme les concentrations en Pb des légumes prélevés (As pas demandé) et les teneurs correspondantes dans les sols. Précisez sur votre graphique les seuils en Plomb à ne pas dépasser dans les légumes et par conséquent les légumes qui ne sont pas consommables.

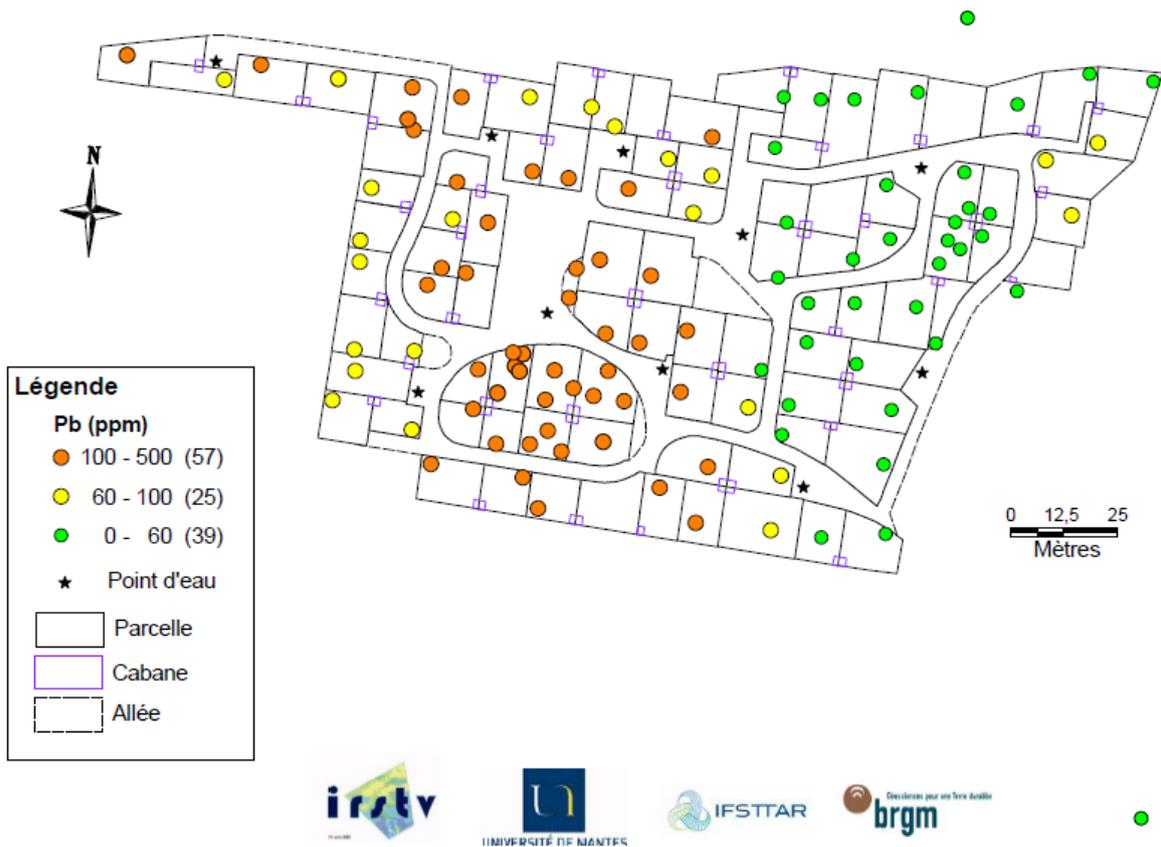
Représentez graphiquement les teneurs en As et Pb en fonction de la profondeur du sol. Sur la base de ces résultats et des éléments de contexte, vous conclurez quant à l'origine de la contamination.

### Teneurs en Pb dans le sol

A partir des données des teneurs en As et Pb du sol qui ont été fournies, deux cartes sont réalisées (Fig. 6 et Fig. 7).



**Figure 6.** Teneurs en As du sol (0-30 cm) aux Eglantiers. Les valeurs sont exprimées en mg As/kg de sol (non séché en raison de la méthode d'analyse utilisée : Fluorescence X de terrain).



**Figure 7.** Teneurs en Pb du sol (0-30 cm) aux Eglantiers. Les valeurs sont exprimées en mg Pb/kg de sol (non séché en raison de la méthode d'analyse utilisée : Fluorescence X de terrain).

Les couleurs des vignettes correspondent chacune à des valeurs mini-maxi de concentrations en As et Pb révélant (ou pas) des anomalies plus ou moins prononcées, sur la base du fond géochimique local. Le tableau 2 précise ces informations.

**Tableau 2.** Classes d'anomalies pour As, Cu, Pb, Zn (valeurs en mg/kg de sol) (Le Guern et al. 2013a, b tiré de Jean-Soro et al. 2015).

	As	Cu	Pb	Zn
No anomaly	0-25	0-20	0-60	0-100
Moderate anomaly	25-50	20-60	60-100	100-250
High anomaly	50-100	60-100	100-500	250-1,000
Very high anomaly	>100	>100	>500	>1,000

A partir de ces deux cartes, on en conclut :

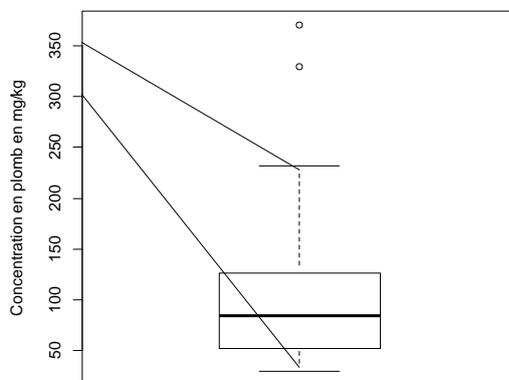
- que des anomalies élevées en **As** sont présentes à l'ouest du jardin (15 parcelles concernées). Dans le reste du jardin, s'entremêlent des zones sans anomalies avec des zones d'anomalies modérées ;

- que des anomalies modérées en **Pb** (25 parcelles) et surtout élevées (37 parcelles) sont présentes sur une bonne moitié ouest du jardin. L'autre partie du jardin, à l'Est, ne présentent pas d'anomalie.

Si on se focalise sur les données de Pb, l'ensemble des analyses donnent les résultats suivants :

- Nombre de donnée n : 93 ;
- Moyenne en mg/kg : 99,01 ;
- Ecart type en mg/kg : 61,11 ;
- Médiane en mg/kg : 84,24.

La médiane est inférieure à la moyenne (Fig. 8), ce qui indique que les concentrations en Pb ont tendance à s'étaler vers des valeurs élevées. Un box plot également appelé boîte à moustache permet de visualiser la distribution des données.



**Figure 8.** Box plot des valeurs de plomb dans les sols du jardin des Eglantiers.

Cette représentation nous informe de deux manières :

- Tout d'abord on peut remarquer la présence de deux valeurs dites atypiques : 329 et 370 mg Pb/kg de sol. Statistiquement, si les données suivent une distribution normale, 99,3% des valeurs doivent se trouver dans la zone délimitée par les « moustaches ». Avec 93 valeurs, ces deux valeurs nous indiquent que la distribution des concentrations ne suit pas une loi normale 2,15% des valeurs se situant à l'extérieur du graphe ;
- Il y a une dissymétrie évidente entre les « moustaches ». Cette observation renforce la remarque précédente indiquant une distribution non normale. Un test de Shapiro-Wilk nous a en effet permis de conclure que les valeurs de concentration en plomb ne suivent pas une distribution normale ( $p=1,029e^{-10}$ ).

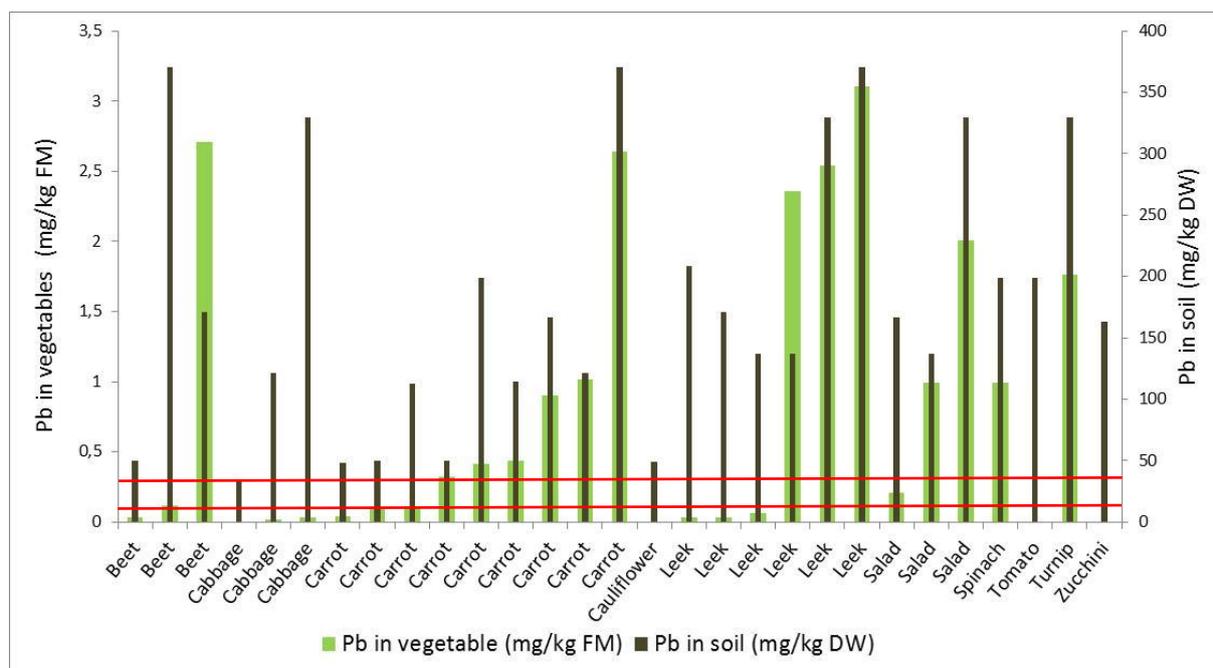
### Teneurs en Pb dans les légumes

L'analyse des résultats se base sur la réglementation européenne CEE 1881/2006.

Remarque : autant la teneur en contaminants dans les sols s'exprime en **mg/kg de sol sec** (sauf dans cette étude en raison de la technique d'analyse *in situ*), autant celle des légumes s'exprime en **mg/kg de légume frais**, c'est-à-dire dans les conditions où ils sont consommés.

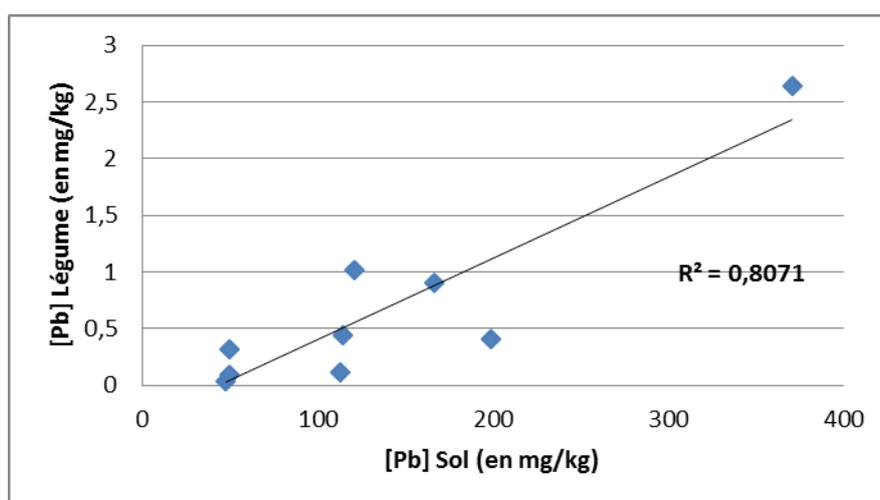
Les données de concentrations en Pb dans les légumes récoltés semblent globalement reliées à celles du sol. En effet, les parcelles les plus contaminées (en orange sur la carte) sont aussi celles avec les concentrations les plus élevées dans les légumes. Toutefois, cette constatation n'est pas valable pour l'ensemble des légumes ce que fait ressortir la figure 9, avec 3 catégories de légumes :

- Exclusifs du Pb : choux, chou fleur, tomate, courgette ;
- Bioaccumulateurs : carotte ;
- Comportements variables : poireau, salade, betterave.



**Figure 9.** Teneurs en Pb dans des légumes (et dans les prélèvements de terre correspondant, au droit des légumes).

Pour les carottes (Fig. 10), le coefficient de corrélation de Pearson est égal à 0,89 ce qui indique qu'il existe un lien fort entre les teneurs en Pb du sol et celles dans les carottes.



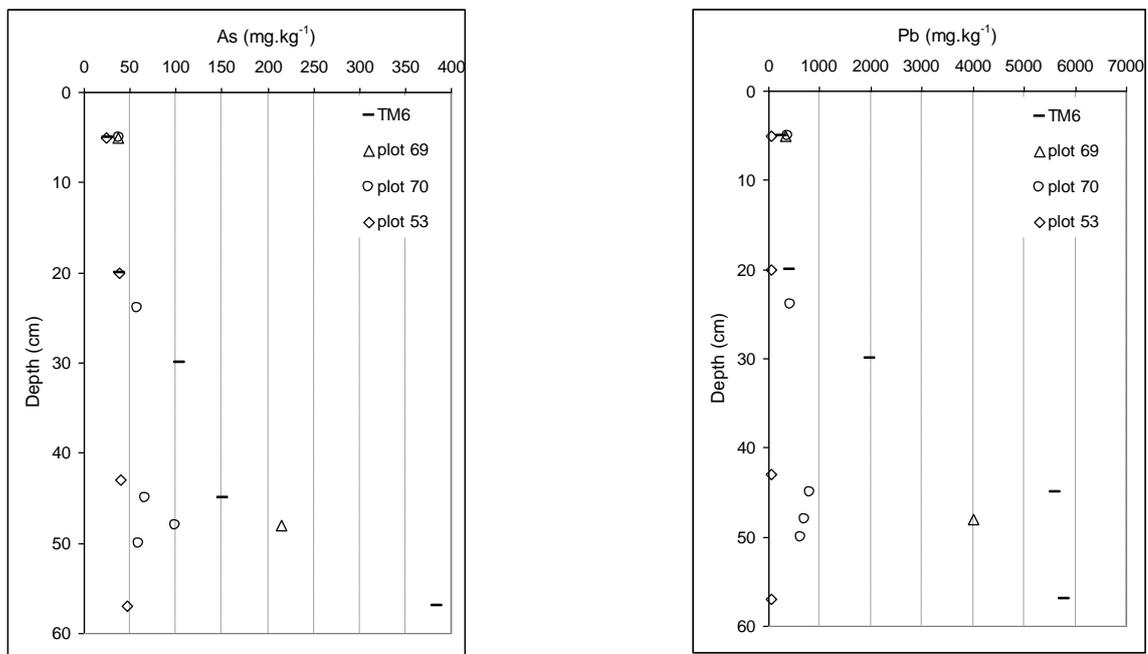
**Figure 10.** Concentrations en Plomb dans les carottes du site des Eglantiers, et dans les sols correspondants prélevés au droit des carottes.

Pour les autres légumes, l'échantillonnage est trop restreint pour proposer des modèles d'accumulations/exclusion.

On notera que le plomb se concentre dans les épluchures des carottes. Pour exemple, sur la même parcelle, la teneur peut doubler entre la carotte épluchée et l'épluchure (parcelle 67). A minima, des recommandations pourraient être faites : lavage des mains et des légumes mais aussi épluchage avant consommation...ce qui pose d'autres questions en termes nutritionnels car il est connu que les vitamines sont concentrées dans ces mêmes parties du légume.

### Evolution des teneurs en As et Pb avec la profondeur du sol

Pour les quatre profils pédologiques obtenus par carottage (TM6, 53, 69, 70), les concentrations en As et Pb augmentent avec la profondeur (Fig. 11). On en déduit que la source de contamination n'est pas anthropique, sans quoi les teneurs en métaux auraient, au contraire, diminué avec la profondeur (exemple de dépôts de fumées enrichies en Pb). Associé à cela l'absence présente ou passée d'activité humaine polluante sur le site des Eglantiers (Fig. 3), nous amène à conclure à un enrichissement naturel du sol.



**Figure 11.** Concentrations en Arsenic et Plomb en fonction de la profondeur du sol, site des Eglantiers (Nantes, France) (Jean-Soro et al. 2015).

Maintenant que l'origine de la contamination est connue, il reste à déterminer s'il existe un risque sanitaire et si oui pouvoir le quantifier.

### Troisième étape : l'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS)

Vous présentez vos résultats à votre commanditaire, la ville de Nantes, en justifiant la réalisation d'une EQRS. Pour cela, vous vous référerez au logigramme ci-dessous (Fig. 12).

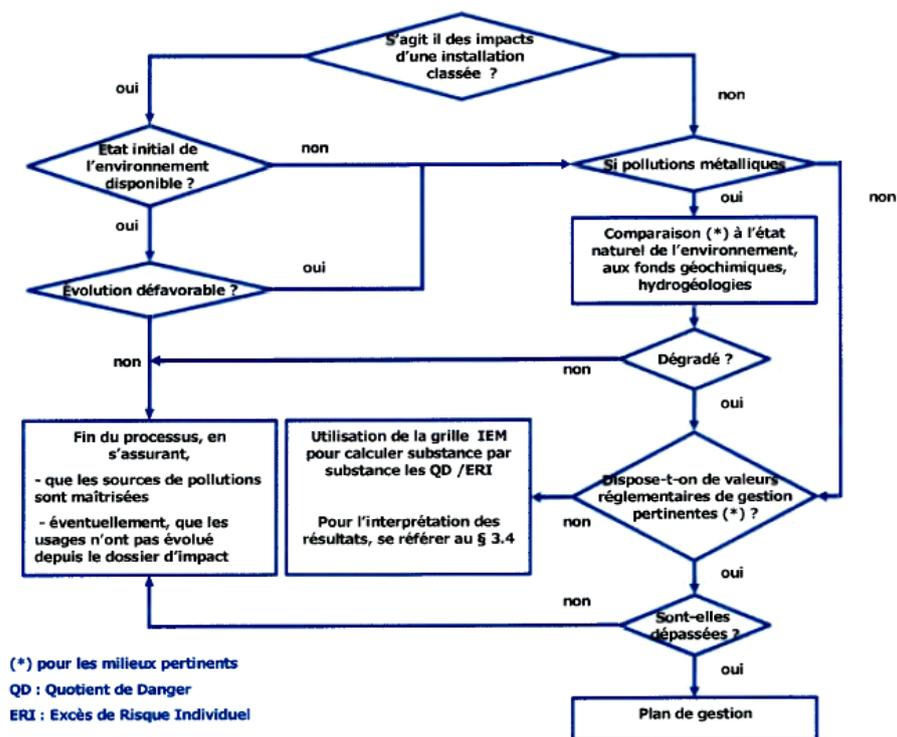


Figure 12. Logigramme de décision issu de la méthode IEM

On réalise une EQRS (Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires) car il ne s'agit pas d'une ICPE, les pollutions sont métalliques, la comparaison au fond géochimique local met en évidence une dégradation du milieu, aucune existence d'une valeur réglementaire de gestion, ce qui amène à devoir déterminer un QD (Quotient de Danger) ou ERI (Excès de Risque Individuel) sur les populations présentes au jardin des Eglantiers.

L'EQRS est un outil qui permet de caractériser le risque pour l'usage actuel du site des Eglantiers associé à son état environnemental.

On se limitera à l'étude du Plomb.

L'objectif pédagogique de l'EQRS est :

- Evaluer les risques auxquels sont exposés les usagers :
  - Mettre en œuvre la méthode d'évaluation appropriée (quotient de danger (QD) ou excès de risque individuel (ERI)) ;
  - Choisir les concentrations en Pb dans le sol et les légumes à utiliser dans la grille IEM ;
  - Classifier les légumes en catégories pour le calcul du risque ;
  - Justifier des méthodes choisies.
- Critiquez la méthode d'EQRS :
  - Questionner l'incertitude sur les données utilisées pour calculer le QD ou ERI

Consignes du quatrième livrable :

Sur la base du schéma conceptuel, évaluez les scénarii d'exposition potentiels par consommation de terre et de légumes.

3 cas seront étudiés :

- Cas 1 : Adulte (17 à 60 ans)
  - o Va au jardin toute l'année et y travaille la terre ;
  - o Consomme uniquement des légumes du jardin.
- Cas 2 : Enfant présent (2 à 7 ans)
  - o Va au jardin toute l'année ;
  - o Consomme uniquement des légumes du jardin
- Cas 3 : Enfant (2 à 7 ans)
  - o Consomme uniquement des légumes du jardin.

Précisez si le plomb est une substance avec effet de seuil (→ calculer QD) et/ou sans effet de seuil (→ calculer ERI).

Puisque le plomb est une substance cancérigène, L'INERIS déconseille d'utiliser une VTR sans effet de seuil. Une VTR à effet de seuil pour la voie orale de  $3,5 \cdot 10^{-3}$  mg/kg/j sera donc utilisée. Cela signifie que seul le QD (Quotient de Danger) sera calculé et non l'ERI (Excès de Risque Individuel).

Calculez le QD et/ou ERI pour chaque voie d'exposition et faites la somme des risques pour chacun des trois types de population identifiés. Pour cela utilisez le document GRILLE IEM mis à disposition par le ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer.

Justifier les données utilisées pour le calcul de risque, en particulier **la concentration de la substance dans le sol**. A partir des données de concentrations en Pb dans les prélèvements de sols réalisés sur le site des Eglantiers, quelle valeur utiliserez-vous pour renseigner la grille de calcul de l'IEM. Utiliserez-vous une valeur moyenne, mini, maxi ?

Pour le calcul du QD par ingestion de terre, on peut utiliser les valeurs suivantes :

- 2<sup>ème</sup> quartile : 84,24 mg Pb/kg de sol ;
  - 3<sup>ème</sup> quartile : 126,49 mg/kg ;
  - moyenne des valeurs mesurées: 114 mg/kg ;
  - maximum des valeurs mesurées (horizon de surface) : 370,76 mg/kg.
  - On testera même une valeur du prélèvement TM6 (5785 mg Pb/kg sol), dans la zone d'altérite enrichie en Pb.
- **La consommation de terre.** Un jardinier travaillant dans son jardin ingère 450 mg de sol/jour lors des opérations de travail de la terre (Chenot E.D. et al., 2010)). Indépendamment de cela, un enfant et un adulte qui fréquentent le jardin ingèrent respectivement 150 mg/j et 50 mg/j.

Lorsqu'un adulte est présent au jardin sans travailler la terre, il ingère en moyenne 50 mg de sol par jour. Il s'agit de la valeur définie par l'US EPA. Au total, les jardiniers qui réalisent les travaux du sol ingèrent donc 500 mg de sol par jour.

Lorsqu'un enfant est présent au jardin et ne travaille pas la terre, il ingère en moyenne 150 mg de sol par jour. Ce sont les résultats d'une étude de l'INERIS (2001)<sup>8</sup>.

- **La quantité journalière de légumes ingérés.** Les catégories retenues pour le calcul de risque sont : feuilles, racines, pomme de terre, fruits. Les jardiniers produisent (et consomment) surtout de la tomate (30% de la surface cultivée), du poireau (30%), de la pomme de terre (35%) et des plantes aromatiques (menthes, thym) (5%). On fera l'hypothèse que le rendement en tomate est de 50 T/ha, de 20 T/ha pour le poireau, de 30 T/ha pour la pomme de terre et de 0,5 T/ha pour les plantes aromatiques. Vous en déduirez les pourcentages en masse de chacun des légumes. Puis vous calculerez, pour chaque catégorie de légumes, la quantité consommée par jour, en vous basant sur la consommation journalière de légumes (cf. document sur la consommation alimentaire en France).

Le pourcentage en masse de chaque légume est indiqué dans le tableau 3.

**Tableau 3.** Calcul des pourcentages en masse de légumes produits par les jardiniers des Eglantiers.

Légume	Surface	Rendement (T/ha)	Surface par légume (ha)	Quantité produite (T)	Pourcentage en masse
Poireau	30%	20	0,30	6,0	19 %
Tomate	30%	50	0,30	15,0	47,6 %
Thym	5%	0,5	0,05	0,03	0,1 %
Pomme de terre	35%	30	0,35	10,5	33,3 %

Les quantités de légumes consommées quotidiennement par les jardiniers, par type de légume (fruits, légumes feuilles, pomme de terre), diffèrent d'une région à l'autre.

On utilisera les données CIBLEX/ZEAT pour l'ouest de la France en prenant en compte la consommation de fruits, légumes feuilles et pomme de terre (Tableau 4). On considèrera la catégorie des enfants de 2 à 7 ans et celle des adultes de 17 à 60 ans.

**Tableau 4.** Données CIBLEX/ZEAT pour l'ouest de la France.

	Adulte (17-60 ans)		Enfant (2-7 ans)	
	CIBLEX « brut »	CIBLEX « Eglantiers »	CIBLEX « brut »	CIBLEX « Eglantiers »
Légumes fruits (g/j)	178,26	135,95	140,25	98,04
Légumes feuille (g/j)	42,35	54,55	17,24	39,34
Pomme de terre (g/j)	65	95,1	48,48	68,58
<b>Total (g/j)</b>	<b>285,61</b>		<b>205,97</b>	

CIBLEX donne des résultats moyens de consommation, données qui seront utilisées dans le calcul de QD (CIBLEX « brut », Tableau 4).

On ajustera ces données au cas particulier du site des Eglantiers, en considérant 1/ que la consommation journalière de légume ne change pas (285,61 g/j pour les adultes et 205,97 g/j pour les enfants) et 2/ en tenant compte des surfaces respectives de chaque légume aux Eglantiers

<sup>8</sup> INERIS. *Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols [en ligne].* Disponible sur : <http://www.ineris.fr/centredoc/vci.pdf> (consulté le 07/11/2015)

(Tableau 3) ce qui permet d'obtenir les consommations par type de légume présentées dans le Tableau 4.

- **La concentration de la substance dans les légumes.** Pour les légumes prélevés et analysés en plusieurs exemplaires aux Eglantiers, vous justifierez les concentrations utilisées dans le calcul de risque (concentrations moyennes ? Concentrations mini ? Maxi ?). Pour les légumes non analysés aux Eglantiers, vous utiliserez la base de données BAPPET pour collecter la(les) valeur(s) manquante(s), en la(les) justifiant (NB : les valeurs des teneurs en Pb dans les végétaux sont exprimées en mg Pb/kg de matière fraîche). Si l'un des légumes n'est pas référencé dans la base, vous pouvez le remplacer par un autre, en justifiant votre choix.

Autant le nombre important de données de concentrations en Pb du sol permet de tester plusieurs hypothèses (valeur maxi, 2<sup>ème</sup> ou 3<sup>ème</sup> quartile, etc) pour le calcul du QD « consommation de sol », autant le peu de données pour les légumes pose la question du choix des valeurs à utiliser pour le calcul du QD « consommation de légumes ».

Sur la base des quelques prélèvements de légumes disponibles aux jardins, on pourra choisir la valeur moyenne afin d'éviter de minimiser ou d'exagérer la contamination des légumes.

On notera que le niveau d'accumulation d'un type de légume dépend non seulement des caractéristiques propres de ce légume (exclusif du Pb, bioindicateur ou (hyper)accumulateur), mais aussi de sa variété et de la biodisponibilité du Pb dans le sol. Il n'est donc pas simple de choisir la bonne valeur. On pourrait, comme pour le sol, tester plusieurs valeurs (moyenne, maximale).

Au moment de l'étude (en hiver), seul le poireau est encore présent dans les jardins. Il faut donc se baser sur les données disponibles dans BAPPET pour estimer les teneurs en Pb des tomates, pommes de terre et thym.

Concernant le thym, aucune donnée n'est disponible. On formule l'hypothèse qu'il accumule comme la menthe – données disponibles dans BAPPET – puisque le thym est une plante aromatique, comme la menthe, et de la même famille (*Lamiaceae*). Ce sont des plantes qui concentrent généralement les métaux. En moyenne (données BAPPET), la teneur en Pb de la menthe est de 43 mg/kg de matière fraîche. Cela étant, puisque le thym ne représente que 0,1% en masse des légumes consommés, nous n'en tiendrons pas compte.

Dans notre cas d'étude, nous avons décidé de ne considérer que les valeurs moyennes de concentration en Pb dans les légumes. Par ailleurs, pour les concentrations tirées de la base de données BAPPET, nous ne prenons en compte que celles correspondant à des sols de concentrations proches de celles mesurées aux Eglantiers.

Les teneurs retenues pour les légumes considérés sont donc les suivantes (Tableau 5) :

**Tableau 5.** Concentration en Pb dans les légumes cultivés aux Eglantiers

Légume	Concentration en µg/kg MS	Commentaires
Poireau	1,43 mg/kg	Valeur moyenne des mesures réalisées sur le site.
Légumes de type « racine »	0 (non cultivé dans l'exemple)	Valeurs moyennes tirées de la base de données BAPPET.
Tomate	0,39 g/kg	
Pomme de terre.	0,19 mg/kg	

Enfin, vous comparez vos résultats à ceux des intervalles de gestion des risques dans le cadre de l'IEM et concluez.

Pour calculer les QD, des données complémentaires sont rassemblées dans le tableau 6.

**Tableau 6.** Données complémentaires pour le calcul des QD.

Intitulé	Valeur choisie	Justification
Durée d'exposition théorique adulte (T).	20 ans	Afin de majorer le risque, le cas d'un adulte qui vient depuis la création du jardin sera utilisé.
Durée d'exposition théorique enfant (T).	5 ans	Enfant de 7 ans qui vient au jardin depuis ses 2 ans.
Nombre de jours d'exposition théorique annuel adulte.	65 jours	Un adulte passe le samedi matin et le dimanche matin au jardin, ainsi qu'une heure par jour à travailler la terre. Ce qui fait environ 65 jours par an.
Nombre de jours d'exposition théorique annuel enfant.	52 jours	Un enfant passe environ 1 jour par semaine au jardin, soit 52 jours par an.
Poids corporel adulte.	69,7kg	Moyenne (population homme/femme, poids moyen homme/femme).
Poids corporel enfant.	28 kg	Poids d'un enfant de 2 ans en pleine forme selon la courbe taille poids d'un enfant.
Période sur laquelle est moyennée l'exposition (Tm).	20 ans ou 5 ans	VTR à seuil, T = Tm

A partir de l'ensemble des données recueillies, les grilles IEM « consommation de terre » et « consommation de légumes » sont utilisées pour calculer le QD. 4 scénarii sont testés où seule la concentration en Pb du sol varie (tableau 7 à 11).

**Tableau 7.** Quotient de Danger pour une concentration moyenne de plomb (en surface du sol)

QD concentration Valeur moyenne : 114 mg/kg	Adulte	Enfant présent au jardin	Enfant
Ingestion de sol	0	0	0
Ingestion de légumes	0,2	0,3	0,3
<b>Total</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>

**Tableau 8.** Quotient de Danger pour une concentration maximale en plomb (en surface du sol)

QD concentration Valeur max : 370,76 mg/kg	Adulte	Enfant présent au jardin	Enfant
Ingestion de sol	0,1	0,1	0
Ingestion de légumes	0,2	0,3	0,3
<b>Total</b>	<b>0,3</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>

**Tableau 9.** Quotient de Danger pour une concentration en plomb (en surface du sol) correspondant au 2<sup>ème</sup> quartile.

QD concentration Valeur Q2 : 84,24 mg/kg	Adulte	Enfant présent au jardin	Enfant
Ingestion de sol	0	0	0
Ingestion de légumes	0,2	0,3	0,3
<b>Total</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>

**Tableau 10.** Quotient de Danger pour une concentration en plomb (en surface du sol) correspondant au 3<sup>ème</sup> quartile.

QD concentration Valeur Q3 : 126,49 mg/kg	Adulte	Enfant présent au jardin	Enfant
Ingestion de sol	0	0,1	0
Ingestion de légumes	0,2	0,3	0,3
<b>Total</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>

**Tableau 11.** Quotient de Danger pour une concentration extrême en plomb (TM6, prélèvement réalisé dans les altérites affleurant en surface du sol).

QD concentration Valeur aberrante : 5784,62 mg/kg	Adulte	Enfant présent au jardin	Enfant
Ingestion de sol	2,1	1,5	0
Ingestion de légumes	0,2	0,3	0,3
<b>Total</b>	<b>2,3</b>	<b>1,8</b>	<b>0,3</b>

De ces résultats, nous en tirons les conclusions suivantes :

- Quelles que soient les concentrations en Pb du sol, y compris pour la teneur « extrême » (Tableau 11), les valeurs des QD se trouvent dans la zone d'incertitude ;
- Hormis le cas avec la concentration « extrême » en Pb du sol, le QD est le plus élevé pour la consommation de légumes ;
- Globalement, les QD sont plus élevés pour les enfants que pour les adultes, bien que les adultes considérés sont des jardiniers travaillant la terre (consommation supplémentaire de 450 mg/j) ;
- La présence de l'enfant au jardin fait augmenter le QD total (en raison de la consommation de terre).

En conclusion, aucun QD > 5 n'a été relevé, n'obligeant pas à mettre en œuvre un plan de gestion. Néanmoins, le risque n'est pas nul, puisque tous les QD calculés sont dans la zone d'incertitude.

C'est pourquoi on peut préconiser plusieurs mesures : ajouter une certaine épaisseur de terre saine afin d'éviter le contact physique entre le sol pollué et les usagers ainsi que le prélèvement de Pb par les légumes. C'est d'ailleurs la solution qui a été retenue dans un premier temps pour les parcelles les plus enrichies en Pb. Cette option s'est révélée coûteuse (environ 200 000€ pour 3200 m<sup>2</sup>, mesure comprenant la pose d'un grillage avertisseur sur le sol, le remplacement du réseau d'eau et des cabanes et l'ajout de 50 cm à 1 m de terre végétale saine).

Dans le cas des parcelles les moins enrichies, des mesures simples de gestion ont été préconisées aux usagers : lavage des mains, des légumes avec, si possible, épluchage, limitation de l'accès des enfants aux zones non végétalisées, de manière à éviter le contact avec le sol. La figure 13 montre les limites de la surface du site des Églantiers faisant l'objet d'un plan de gestion.

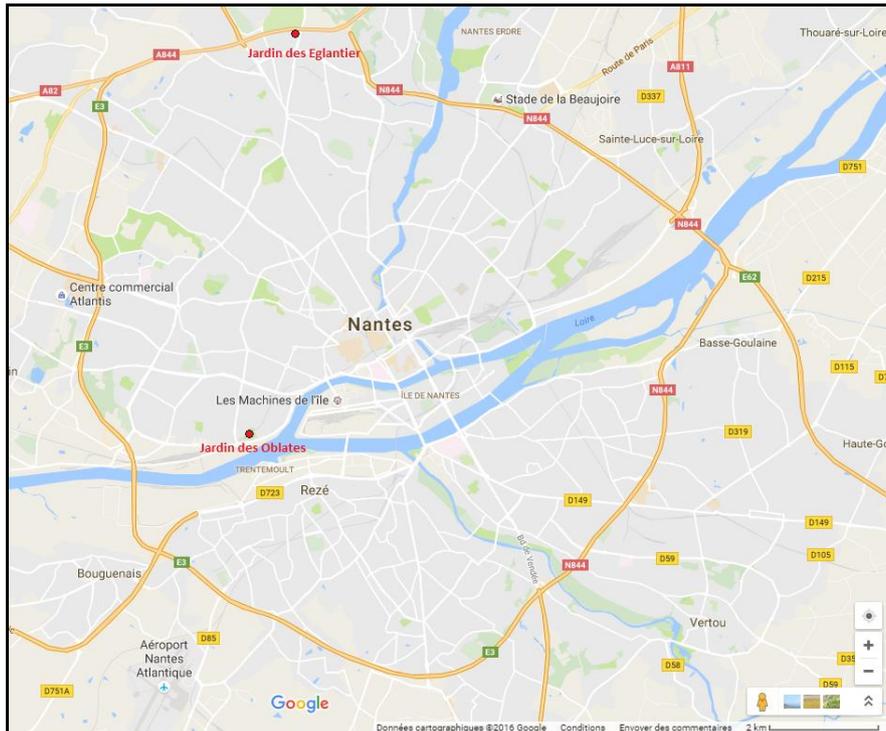


**Figure 13.** Délimitation de la zone du jardin des Églantiers ayant fait l'objet d'un plan de gestion.

L'EQRS se base sur les teneurs totales en Pb. Cette approche vous paraît-elle pertinente en termes d'évaluation des risques ? Pour y répondre, vous comparerez les formes chimiques du Pb (schéma de spéciation) des Églantiers à celles d'un autre site de jardins à Nantes, celui des Oblates (latitude : 47.199954 ; longitude : -1.5851259999999456) : le localiser sur une carte ainsi que les activités humaines potentiellement polluantes. En existe-t-il dans un rayon de 500m autour du site ? Les teneurs totales moyennes en Pb de ces deux sites sont équivalentes (170 mg/kg de sol). Que dire de leur spéciation chimique ? Qu'en concluez-vous en termes de risque ?

L'EQRS est une approche qui a tendance à maximiser les risques car elle ne prend en compte que les teneurs totales en Pb du sol, et non la spéciation de l'élément considéré, c'est-à-dire la forme chimique sous laquelle il se trouve. Or la spéciation du Pb influence sa biodisponibilité, et donc la part du plomb total pouvant être prélevée par les légumes. Cette spéciation est elle-même gouvernée par des paramètres physico-chimiques du sol (pH, % matière organique, % argile, minéralogie, etc).

La spéciation du Pb du sol aux Églantiers est comparée à celle d'un autre jardin de l'agglomération de Nantes, le jardin des Oblates, situé au sud de Nantes (Fig. 14).



**Figure 14.** Localisation du jardin des Églantiers et du jardin des Oblates dans l'agglomération de Nantes (Source Google Maps).

Le jardin des Oblates présente une teneur totale en Pb du sol identique à celle des Églantiers (Tableau 12).

**Tableau 12.** Caractéristiques physico-chimiques du sol du jardin des Églantiers et des Oblates

	Clay %	Sand %	Silt %	pH	CEC Metson (mé.kg <sup>-1</sup> )	Total Pb (mg.kg <sup>-1</sup> )	Organic C %	Ratio C/N
Eglantiers	14.0	57.4	28.4	7.3	87	170	2.1	14.0
Oblates	9.5	70.0	20.4	6.6	129	171	3.7	14.4

On peut observer que le jardin est entouré d'un grand nombre de sites répertoriés dans BASIAS, donc des sites potentiellement source de pollution (Fig. 15). Ces sites, situés dans un rayon de 500m autour du jardin, sont principalement des entreprises de fabrication et stockage de peintures, vernis, encres et solvants, des fonderies de métaux, des commerces de gros et dessertes de carburants, des chantiers de construction navale, des dépôts de liquides inflammables, etc.

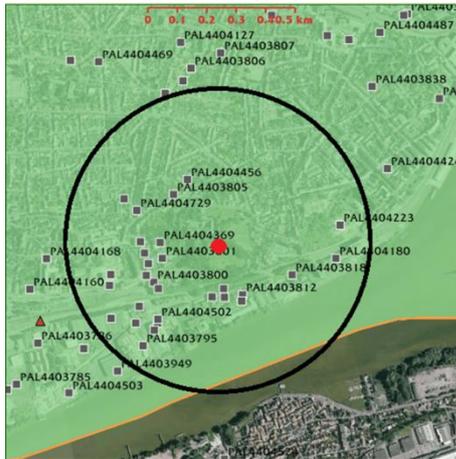


Figure 15. Sites BASIAS autour du jardin des Oblates (Source Basias).

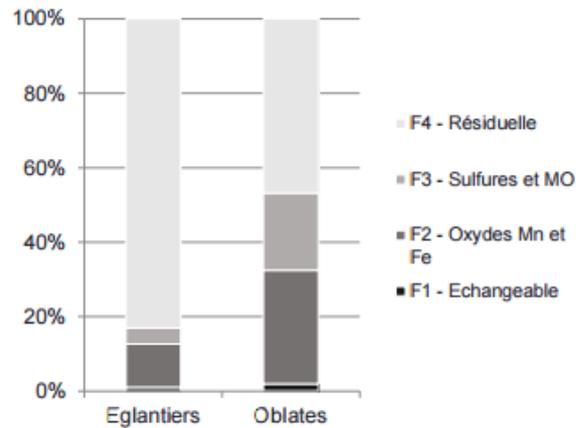


Figure 16. Spéciation du plomb dans le sol des Églantiers et des Oblates

L'analyse de la spéciation du plomb dans les deux jardins (Fig. 16) montre que le Pb des fractions F1 à F3 – Pb plus ou moins mobile donc plus ou moins biodisponible, Pb de F1 étant le plus mobile ; Pb de F3 le moins mobile – représentent 17% du Pb total aux Églantiers et 51% aux Oblates. À l'inverse, F4, fraction résiduelle dont le Pb n'est pas extractible donc non biodisponible sur des temps très longs, représente 83% du Pb total aux Églantiers et seulement 49% aux Oblates. Les légumes cultivés aux Oblates sont donc davantage susceptibles de prélever et accumuler le Pb que ceux cultivés aux Églantiers.

Cette plus grande biodisponibilité du Pb aux Oblates peut être partiellement contrebalancée par une plus forte teneur en matière organique comparée à celles des Églantiers (Organic C%, Tableau 12). En effet, le Pb est fortement retenu par la matière organique. En revanche le pH du sol des Oblates est plus faible que celui des Églantiers ce qui peut, au contraire, augmenter la mobilité du Pb. Enfin, bien que la teneur en argile soit plus faible aux Oblates, la CEC est plus élevée, probablement en raison de la teneur plus élevée en matière organique, ce qui contribue à réduire la mobilité du Pb.

Ainsi, pour évaluer au mieux le risque lié à la présence de métaux dans les sols, la spéciation des polluants devrait être prise en compte dans les EQRS.

#### Quatrième étape : le plan de gestion

Maintenant que vous avez identifié et évalué les risques présents. La ville de Nantes vous demande si un plan de gestion est nécessaire et, dans l'affirmative, est-ce que tout le site est concerné ? Si plan de gestion, il devra répondre aux contraintes suivantes :

- Maintien de l'activité de production sans risque pour les usagers ;
- Dépollution du site ;
- Coût raisonnable, la ville possédant 35 jardins dont certains impactés par des pollutions du même type.

L'objectif pédagogique du plan de gestion est

- Concevoir un plan de gestion :
  - Répondre aux contraintes posées ;
  - Justifier de la méthode utilisée.

### Consignes du cinquième livrable :

Justifiez vos choix et méthodes.

#### **Restrictions d'usage :**

L'objectif du plan de gestion étant de traiter la pollution tout en maintenant l'activité de jardinage sur le site, des mesures restrictives doivent être prises vis-à-vis des jardiniers, mais aussi du public qui fréquente les Églantiers.

Il s'agit entre autres d'interdire :

- de puiser de l'eau pour l'arrosage des plantes et tout autre besoin ;
- d'interdire la culture de certains légumes réputés accumulateurs (Exemple : carottes, poireau) dans les jardins familiaux ;
- de limiter l'accès aux parcelles posant problème (teneurs en Pb trop élevées, risque d'envol de terre ou de contact avec les mains) des enfants non accompagnés par des adultes.

Des recommandations doivent être faites :

- Lavage systématique des mains après tout contact avec de la terre polluée ;
- Lavage et, si possible, épluchage des légumes.

NB : Toutes ces mesures doivent être clairement affichées sur des pancartes à l'entrée du jardin.

#### **Proposition de méthodes pour le maintien de l'activité de jardinage sans risque pour le consommateur tout en dépolluant le site :**

Les contraintes sont les suivantes :

- Poursuivre la culture de légumes sans risque pour le consommateur ;
- Conserver la qualité agronomique des sols faisant l'objet d'une dépollution.

#### 1/ Proposition de méthodes pour le maintien de l'activité de jardinage :

- ✓ Le Chaulage

L'apport de chaux sur les sols pollués permet de diminuer l'acidité du milieu afin de réduire la mobilité du plomb. Cela pourrait réduire le prélèvement de plomb dans les légumes grâce à une moindre biodisponibilité de ce dernier. Cette solution peu coûteuse et facile à mettre en œuvre doit être vérifiée car le pH du sol est déjà élevé (7,3 : tableau 12). Ses inconvénients sont : 1/ apports de chaux à renouveler périodiquement, 2/ solution de maîtrise du transfert de Pb mais pas de réduction des teneurs en Pb du sol.

- ✓ Le jardinage hors-sol

Il consiste à cultiver des légumes dans des « bacs » sans contact direct avec le sol afin d'éviter tout contact entre les légumes et le sol contaminé. Des substrats appropriés sont utilisés comme support pour les plantes. L'utilisation de bacs mobiles permet de poursuivre les cultures tout en décontaminant petit à petit toutes les zones dont les teneurs en Pb sont trop élevées (déplacement des bacs). On peut utiliser des systèmes de culture qui occupent le moins d'espace possible au sol

(cultures semi-verticales) pour pouvoir dépolluer en une seule fois le plus de surface possible. Des inconvénients existent néanmoins : 1/ coût des substrats de culture et des bacs, 2/ réduction de la surface de culture.

- ✓ La culture de légumes exclusifs

Certains légumes n'accumulent pas le Pb telle que la tomate, le chou. La pomme de terre est également faiblement accumulatrice.

On peut donc proposer de poursuivre la culture de légume de pleine terre (sous conditions).

## 2/ Couplage de techniques de dépollution et de jardinage sans risque :

- ✓ Couplage mycoremédiation / cultures hors-sol

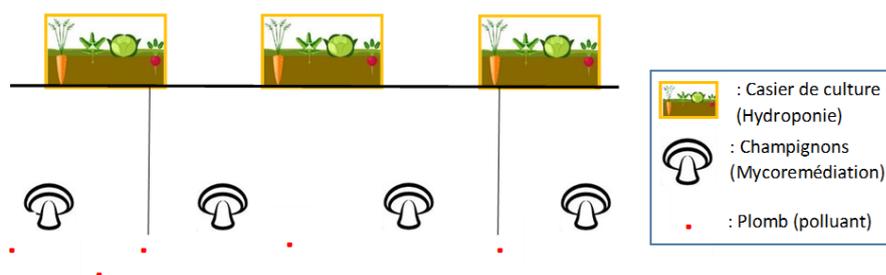
La Mycoremédiation est une méthode qui consiste à cultiver des champignons hyperaccumulateurs de Pb sur les sols pollués, le Pb étant accumulé dans le carpophore (partie émergée) des champignons. Ces champignons sont régulièrement récoltés et évacués du site pour être incinérés. Les champignons sont cultivés sous les cultures (hors-sol), ce qui permet de maintenir une certaine humidité nécessaire à leur développement (Fig. 17).

### Avantages :

- Faibles Coûts ;
- Technique simple (pas besoin de gros moyen de mise en œuvre) ;
- Respect de l'écologie du milieu (utilisation de dépolluant naturel et pas d'intrants chimique ou énergétique) ;
- Maintien des surfaces de culture de légumes.

### Inconvénients :

- Technique assez récente, encore au stade expérimental ;
- profondeur de dépollution réduite ;
- risque de consommation des champignons par les enfants et les animaux.



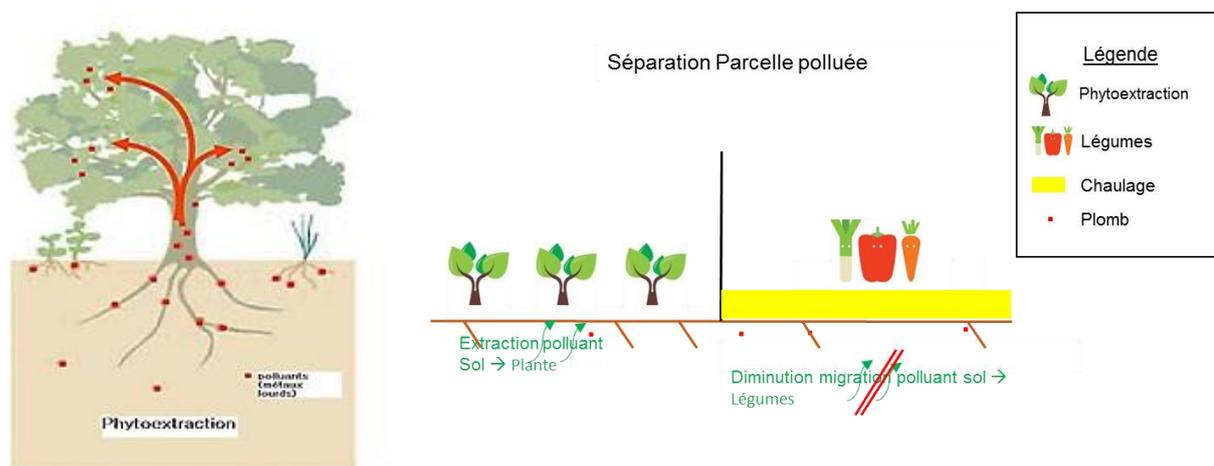
**Figure 17.** Technique de mycoremédiation sous culture de légumes (hors sols).

- ✓ Couplage phytoextraction / chaulage ou phytoextraction / légumes exclusifs

La phytoextraction est l'utilisation de végétaux (hyper)accumulateurs qui prélèvent et accumulent les métaux ou métalloïdes du sol (Fig. 18) dans les organes faciles à récolter.

## ➔ Couplage phytoextraction / chaulage

Cette technique pourrait être utilisée tout en pratiquant le jardinage. En effet, le jardinier devra diviser sa parcelle en deux. Sur une partie, la phytoextraction sera mise en place ; sur l'autre de la chaux sera épandue pour réduire la mobilité du polluant et ainsi pouvoir pratiquer la culture de légumes sans risque. Une rotation des cultures (légumes vs. phytoextraction) sera pratiquée pour dépolluer toute la parcelle (Fig. 18).



**Figure 18.** Principe de la phytoextraction (à gauche), Principe du couplage chaulage-phytoextraction (à droite).

### Avantages :

- peu onéreux ;
- préserve la qualité agronomique du sol ;
- couverture du sol par les plantes utilisées en phytoextraction (évite l'envol de terre et le contact direct) ;
- permet de maintenir l'activité de jardinage.

### Inconvénients :

- réduit les surfaces de culture de légumes ;
- inconvénients liés au chaulage ;
- longues périodes de traitement par phytoextraction (plusieurs années).

## ➔ Couplage phytoextraction / culture de légumes exclusifs

Cette technique consiste à cultiver des légumes très faiblement accumulateurs. Sans dépollution associée, le jardinage sans contrainte ne peut être restauré mais présente l'avantage de maintenir l'usage potager du site en l'adaptant à la qualité du sol en place.

Coupler cette restriction d'usage (légumes faiblement accumulateurs) le temps de la dépollution par phytoextraction est un complément intéressant car permettant de dépolluer le sol. Par ailleurs, en raison du prélèvement préférentiel des métaux par la plante utilisée en phytoextraction, on peut

espérer que les légumes accumulent moins de Pb, ce qui pourrait permettre d'élargir la gamme de légumes qu'il est possible de cultiver.

Pour ce faire, différents systèmes sont possibles, la culture en association (association du légume et de la plante dépolluante sur la même parcelle – ou la rotation de cultures – culture de légume en saison et culture de la plante dépolluante en contre-saison).

Avantage :

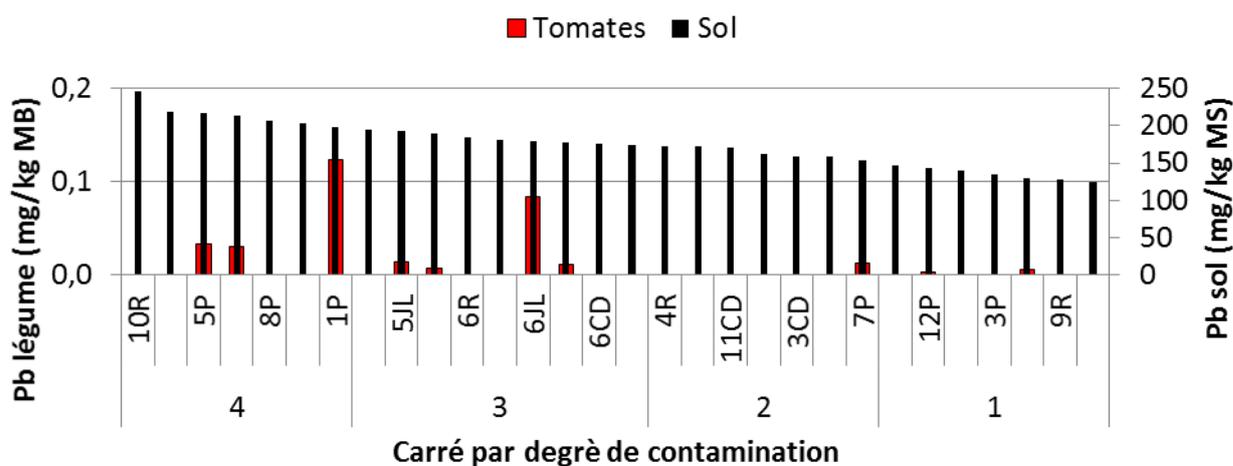
- En plus des avantages de la technique précédente, permet de cultiver la totalité des parcelles.

Inconvénients :

- Restrictions de cultures, limitée à des légumes faiblement accumulateurs ;
- Longues périodes de traitement par phytoextraction (plusieurs années).

Pour information :

Les teneurs en Pb dans les tomates et les choux cultivées aux Eglantiers sur sol enrichi en Pb sont inférieures au seuil règlementaire (CEE 1881/2006), autorisant la culture de ces légumes, c'est-à-dire 0,1 mg Pb/kg MF pour la tomate et les pommes de terre ; 0,3 mg/kg MF pour le chou (Fig. 19, 20 et 21 : thèse Dorine Bouquet, Université de Nantes, LPG UMR 6112 CNRS).



**Figure 19.** Teneur en Pb dans les tomates et dans le sol.

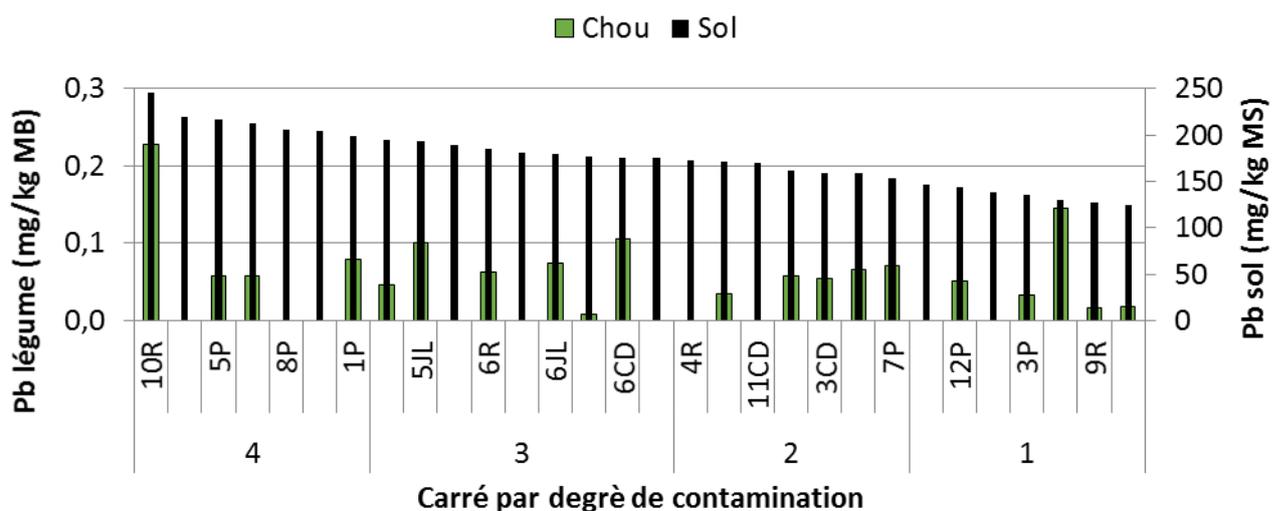


Figure 20. Teneur en Pb dans les choux et dans le sol.

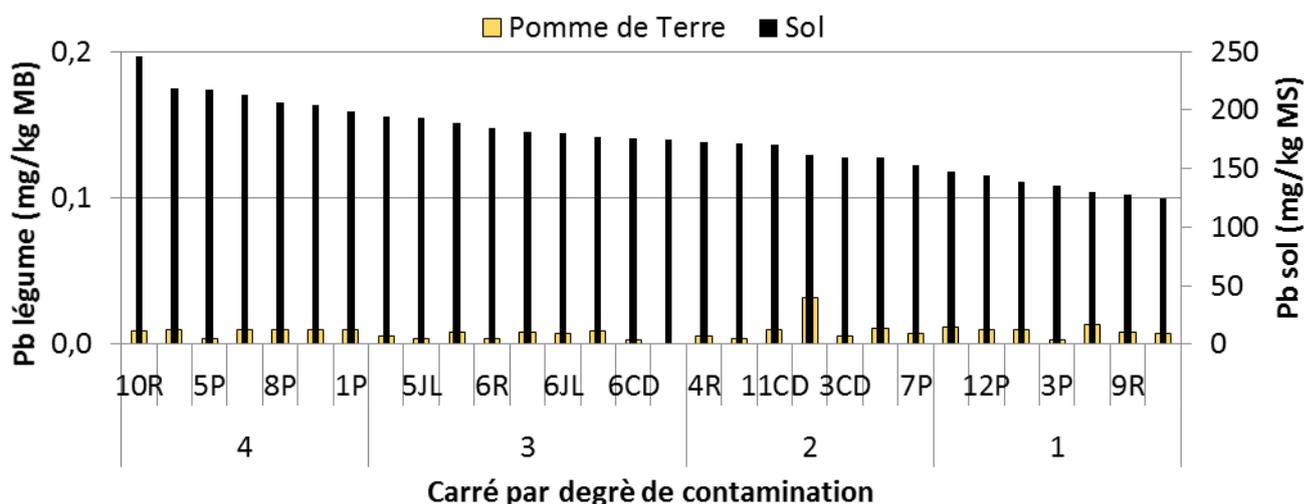


Figure 21. Teneur en Pb dans les pommes de terre et dans le sol.

Articles de presse :

- <http://www.ouest-france.fr/pollution-dans-un-jardin-partage-bout-des-landes-128391>
- [Article de Ouest France du 21/06/2015: "Jardin familial des Églantiers : les sols renouvelés et assainis"](#)
- [Dossier de Presse Océan du 2/02/2016: "Eglantiers, la vie après la pollution"](#)
- <http://www.culturesciences.fr/2015/05/06/du-plomb-dans-plantes-qui-depolluent>
- <http://www.telenantes.com/decouverte/le-18h-savoir/article/des-plantes-pour-depolluer-les-sols>
- <http://www.culturesciences.fr/2016/02/26/depolluer-jardins-plantes>