HAL
open science

Fonctionnement d'un écosystème forestier développé sur un technosol multicontaminé

Gabriel Moinet

To cite this version:

Gabriel Moinet. Fonctionnement d'un écosystème forestier développé sur un technosol multicontaminé. Sciences pharmaceutiques. 2012. dumas-00734338

HAL Id: dumas-00734338

https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-00734338v1

Submitted on 21 Sep 2012

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

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

U.F.R DE MEDECINE ET DE PHARMACIE
DE ROUEN

Année 2012

THESE POUR LE DIPLOME D'ETAT DE DOCTEUR EN PHARMACIE

Gabriel MOINET

Né le 3 septembre 1986 à Rouen

Présentée et soutenue publiquement le 10 juillet 2012

FONCTIONNEMENT D'UN ÉCOSYSTÈME FORESTIER DÉVELOPPÉ SUR UN TECHNOSOL MULTICONTAMINÉ

Jury :

Pr Philippe Vérité	Professeur à l'université de Rouen
Dr Florence Maunoury-Danger	Maître de conférences à l'université de Metz
Dr Elisabeth Chosson	Maître de conférences à l'université de Rouen

Par délibération en date du 03 Mars 1967, la faculté a arrêté que les opinions émises dans les dissertations qui lui seront présentées doivent être considérées comme propres à leurs auteurs et qu'elle n'entend leur donner aucune approbation ni improbation.

Remerciements.

En premier lieu, je remercie Florence Maunoury-Danger et Michael Danger pour la confiance qu'ils m'ont accordée pour mener à bien ce projet passionnant, et pour leur encadrement enrichissant. Merci pour tous vos conseils et enseignements.
Je remercie également ma directrice de thèse, Elisabeth Chosson, pour s'être intéressée à ce sujet original.
Je souhaite aussi remercier toutes les personnes qui m'ont aidé au quotidien pour réaliser ce projet. Un remerciement tout particulier à Philippe Rousselle, Elisabeth Gross et Vincent Felten.
Merci aussi à mes camarades stagiaires et doctorants, Julio, Fanny, Apolline, Faustine, Maël et les autres.
Merci à Cyrielle et Adeline pour leur balcon si accueillant.
Merci à la famille Mougel pour m'avoir si bien accueilli et pour l'extraordinaire découverte des pates aux fraises.

Par ailleurs, cette thèse est le terme d'un long parcours.
Je tiens donc à remercier chaleureusement toutes les personnes qui m'ont accompagné tout au long de ce parcours. Merci les parents et grands parents pour votre soutien moral et financier. Merci Béné et merci Jacques de m'avoir offert un deuxième chez moi. Merci à Julie d'y avoir toujours cru. Merci les frères et merci la sœur, merci les cousins et les cousines, merci les potes, on s'est bien marré.
Enfin, un grand merci aux souris, aux rats, aux gammares et aux arbres qui se sont sacrifiés pour moi, « parce que je ne céderai jamais devant la barbarie ».

Sommaire

1 Introduction. 1

2 Synthèse bibliographique. 2

2.1 La dégradation de la litière. 2

2.1.1 Rôle clé. 2

2.1.2 Les facteurs influençant la dégradation des litières. 3

2.2 Les métaux lourds dans les écosystèmes : spéciation et biodisponibilité. 5

2.3 L'influence des contaminations métalliques des sols sur les êtres vivants des écosystèmes terrestres. 6

2.3.1 Les producteurs primaires : végétaux. 6

2.3.2 Les consommateurs : microorganismes et macrofaune. 7

2.4 Les objectifs de la thèse. 8

3 Travaux personnels 9

3.1 Matériel et méthodes. 9

3.1.1 Présentation des sites. 9

3.1.2 Caractérisation des sites. 10

3.1.3 Caractérisation des feuilles des quatre sites. 11

3.1.4 Plan expérimental 16

3.1.5 Prélèvements et traitement des échantillons. 16

3.1.6 Pertes de masse. 17

3.1.7 Etude de la biomasse fongique : dosage de l'ergostérol. 18

3.1.8 Analyses statistiques. 18

4 Résultats. 19

4.1 Caractérisation des sites 19

4.1.1 Structure de la communauté végétale. 19

4.1.2 Analyse des sols. 21

4.2 Caractérisation des litières des quatre sites. 22

4.2.1 Métaux. 22
4.2.2 Caractéristiques physico-chimiques. 23
4.3 Dégradation des litières. 26
4.3.1 Pertes de masse. 26
4.3.2 Lignine, cellulose et matière organique, t_{72}. 29
4.4 Ergostérol. 31
5 Discussion. 32
5.1 La communauté végétale de Pompey. 32
5.2 Caractéristiques biochimiques et dégradation des litières. 33
5.3 Sites de dégradation et litières. 37
6 Conclusion. 38
Références bibliographiques 40
Annexes. 43

Liste des figures

Figure 1. Schéma récapitulatif des objectifs du projet FR-EST..... 2

Figure 2. Schéma du plan de l'expérience de décomposition 16

Figure 3 Comparaison des communautés végétales des quatre sites en regard des indices écologiques d'Ellenberg : luminosité, humidité, acidité et niveau trophique..... 20

Figure 4. Pertes de masse des feuilles de *Populus tremula* 27

Figure 5. Pertes de masse des feuilles d'*Alnus glutinosa* 29

Figure 6. Evolution des rapports lignine/cellulose dans feuilles mortes de peuplier..... 30

Figure 7. Polyphénols totaux à t_{72}.dans les feuilles mortes de peuplier 31

Figure 8. Masse de mycélium par unité de masse de feuilles dans les feuilles mortes de peuplier à t_{72}.. 32

Liste des tableaux

Tableau I Correspondances entre les indices d'abondance des espèces et leur pourcentage de recouvrement dans chaque strate. 11

Tableau II. Indices de similitudes de Jaccard. Comparaison des communautés végétales des quatre sites d'étude deux à deux. 20

Tableau III. Résultats de l'analyse des sols. 21

Tableau IV. Résultats de analyse physico-chimique des feuilles mortes de (a) peuplier et (b) aulne. Comparaison des feuilles des 4 sites à t_0. 25

Liste des abréviations

ANCOVA : analyse de la covariance

ANOVA : analyse de la variance

CEC : Capacité d'Echange Cationique

DGGE : Denaturing Gradient Gel Electrophoresis: électrophorèse en gradient de gel dénaturant

FR-EST : Fédération de Recherche « Eau, Sol Terre »

HPLC : High Performance Liquid Chromatography: chromatographie en phase liquide à haute performance

LMA : Leaf Mass per Area: masse surfacique

MO : Matière Organique

PVPP : polyvinyl polypyrrolidone

T1 : site témoin 1, Corny

T2 : site témoin 2, Dieulouard

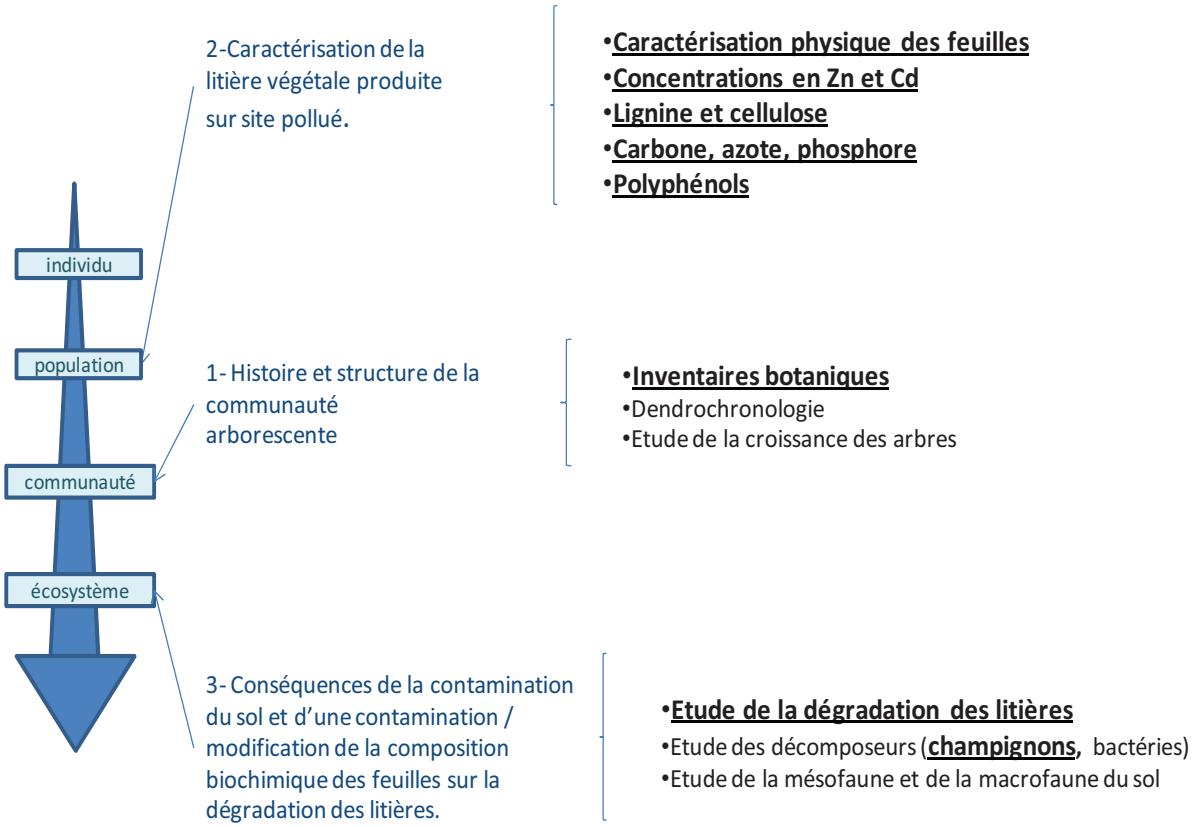
T3 : site témoin 3, Liverdun

1 Introduction.

La deuxième moitié du XIXème siècle a vu naître une révolution industrielle, et avec celle-ci, la dégradation physique et chimique de nombreux sites, notamment en ville et en périphérie (Schwartz 1999). Nombre de ces usines ont aujourd'hui fermé, laissant derrière elles des sols en friches et pollués. Plusieurs raisons poussent à porter un intérêt particulier à ces friches industrielles. Leur nombre et leur surface sont substantiels, avec par exemple 6000 hectares pour la seule région Lorraine (Schwartz *et al*. 2001). Leur réhabilitation semble donc nécessaire, tant pour limiter la dissémination des polluants dans les écosystèmes et vers l'homme que pour redonner un intérêt économique à ces zones désormais inutilisées (Schwartz 1999). Par ailleurs, même les plus pollués de ces sites, en l'absence d'intervention humaine, voient naître des successions végétales particulières, dont la diversité fonctionnelle est amoindrie par le fait que seules des espèces rudérales et opportunistes semblent parvenir à s'y installer (Dazy *et al*. 2008). Le devenir à long terme et le fonctionnement de ces sites sont cependant très peu documentés. Dans l'optique de la restauration progressive de ces sites, une compréhension approfondie de leur fonctionnement écologique est un pré-requis essentiel.

Le sujet de cette thèse s'insère dans un vaste projet de recherche : le projet interlaboratoire financé en 2011-2012 par la FR-EST (fédération de recherche « eau, sol, terre ») et intitulé « Fonctionnement d'un écosystème forestier développé sur un technosol multi-contaminé (Zn, Cd, Pb) ». Ce projet a pour objectif d'apporter une meilleure compréhension des mécanismes qui régissent le devenir et le fonctionnement de ces friches industrielles. Il consiste en l'étude d'une friche particulièrement intéressante : le site de Ban-la-Dame, à Pompey (Meurthe-et-Moselle, 54). L'âge relativement avancé et la structure de la succession végétale qui y a pris place (la succession est arrivée au stade arborescent), ainsi que la contamination métallique multiple et importante du sol (surtout Zn, Pb et Cd avec des concentrations atteignant respectivement 56, 49 et 0,17 g/kg de sol, Schwartz *et al*. 2001) en font un site d'étude particulièrement intéressant. Ce projet est à l'interface de nombreuses disciplines et intègre l'étude de plusieurs échelles d'intégration biologique : de l'individu à la communauté, des communautés à l'écosystème et à ses processus fonctionnels (figure 1).

Figure 1. Schéma récapitulatif des objectifs du projet FR-EST. En gras souligné figurent les objectifs de la thèse.



2 Synthèse bibliographique.

2.1 *La dégradation de la litière.*

2.1.1 *Rôle clé.*

Près de 90% de la biomasse produite par les plantes entre dans le pool de matière organique que constitue la litière (Gessner *et al*. 2010). Siège du recyclage de la matière organique, la dégradation de la litière est vitale pour le fonctionnement de l'écosystème entier (Graça *et al*. 2005). C'est un processus complexe qui implique aussi bien les bactéries, les champignons et les invertébrés du sol (facteurs biotiques) que les caractéristiques physico-chimiques de la litière et les conditions environnementales (comme la température, l'humidité, la disponibilité des nutriments). C'est lors de ce phénomène, par le jeu des interactions entre tous les niveaux du réseau trophique, que se joue notamment le devenir du carbone, de l'azote ou encore du phosphore (Gessner *et al*. 2010, Graça, *et al*. 2005). Elle affecte donc le cycle biogéochimique du carbone en déterminant l'équilibre entre son retour dans l'atmosphère sous forme de CO_2 et sa séquestration à long-terme dans la

matière organique des sols. La compréhension des mécanismes et des interactions qui régissent le processus écologique qu'est la dégradation de la litière est donc un enjeu majeur dans l'évaluation du fonctionnement des écosystèmes et de leur rôle dans des processus plus globaux, comme les changements climatiques.

2.1.2 Les facteurs influençant la dégradation des litières.

La qualité de la litière, c'est-à-dire les caractéristiques physico-chimiques des feuilles mortes, conditionne en partie sa dégradation. Elle est susceptible d'influencer grandement sa colonisation par les décomposeurs et son appétence pour les détritivores, premiers consommateurs du réseau trophique, dont le rôle est essentiel pour la décomposition (Gessner *et al*. 2010). Plusieurs de ces caractéristiques physico-chimiques de la litière sont d'importance primordiale et sont communément étudiées dans les expériences de décomposition.

La litière est une source d'énergie essentielle pour les organismes hétérotrophes des écosystèmes forestiers. Elle est la principale voie d'entrée dans le réseau trophique de nombreux éléments organiques dans le sol. Parmi ces éléments, il en est 3 principaux dont les concentrations semblent déterminantes : Le carbone (C), l'azote (N) et le phosphore (P). Leurs concentrations respectives dans la litière déterminent en grande partie sa qualité nutritive, et donc sa vitesse de décomposition. Les travaux de synthèse de Enríquez *et al* (1993) ont montré que la considération des rapports C/N et C/P expliquaient plus de 89% de la variance observée sur les vitesses de décomposition des litières en milieu terrestre. Le taux de décomposition est inversement proportionnel à ces rapports. En outre, certains types de litière contiennent beaucoup de carbone labile, facilement accessible et assimilable par les microorganismes. D'autres contiennent beaucoup de composés organiques plus réfractaires à la décomposition comme la lignine (Gessner *et al*. 2010). Il est donc à noter que la considération de la lignine à la place du carbone total dans les rapports C/P et C/N, permettant d'intégrer la qualité du carbone des feuilles mortes, peut s'avérer avoir une meilleure valeur prédictive lorsque l'on compare des litières dont les taux de lignine sont proches (Enríquez *et al*.1993)

Il est une autre famille de composés organiques produits par les plantes dont le rôle dans la dégradation des litières semble particulièrement intéressant: les polyphénols. Il existe un changement de la composition en polyphénols contenus

dans les feuilles au moment de la sénescence. Ce phénomène est difficile à interpréter mais laisse supposer un rôle écologique de ces composés (Kandil *et al*. 2004). Ils ont entre autres un rôle d'éloignement des herbivores (Lill et Marquis 2001) et jouent également sur les communautés de microorganismes (Harrison 1971). Il a souvent été montré que la concentration en polyphénols totaux était corrélée négativement au processus de dégradation des litières (Graça *et al*. 2005). Mais la synthèse de Hättenschwiler et Vitousek (2000) sur les polyphénols met en évidence des effets complexes sur les écosystèmes. La mosaïque de molécules retrouvées dans cette famille et les rôles qu'elles peuvent jouer dans la physiologie de la plante et dans ses interactions avec les facteurs biotiques et abiotiques de l'environnement est très large. L'intervention de ces composés dans la dégradation des litières, et plus généralement dans les processus écologiques, qui impliquent des interactions entre les organismes vivants, est en tout cas avérée. Mais les facteurs régulant leur production et leur devenir dans l'écosystème sont encore débattus.

Ensuite, certaines caractéristiques physiques des feuilles mortes sont mesurées en routine dans les études de décomposition. Il s'agit notamment de la dureté des feuilles, qui peut être estimée par la mesure de leur déchirabilité (Graça *et al*. 2005). C'est une caractéristique physique importante, la consommation des feuilles mortes par la faune du sol étant d'autant plus faible que leur dureté est grande (Cornelissen *et al*. 1999). Elle est liée aux quantités de fibres présentes dans les feuilles (lignine et cellulose). Elle peut être également reliée à la masse surfacique des feuilles (Cornwell *et al*. 2008).

Par ailleurs, il est important de souligner que la seule qualité de la litière ne conditionne pas sa décomposition Le rôle de l'ensemble du réseau trophique n'est pas à négliger. Par exemple, les champignons sont très étudiés. Ils ont un rôle important et peuvent présenter une biomasse substantielle dans la litière. Les travaux de synthèse de Graça (2001) sur le milieu aquatique ont souligné qu'étant les seuls organismes à posséder les enzymes nécessaires à la dégradation des composés structuraux des litières (lignine, cellulose), ils agissent comme des activateurs de la dégradation. Ils décomposent les parois cellulaires végétales et libèrent des composés de structure plus simples, que les détritivores sont capables d'assimiler. En milieu terrestre, les champignons peuvent faciliter la pénétration des bactéries dans la feuille, où les deux travaillent alors spécifiquement à la dégradation de molécules structurales que les détritivores ne peuvent pas attaquer directement

(Boer *et al*. 2005). La diversité des décomposeurs apparait alors avoir un effet positif sur la dégradation, chaque espèce apportant son lot d'enzymes dégradant spécifiquement certaines molécules organiques. (Gessner *et al*. 2010). Par contre, peu d'études sur le rôle de la diversité des détritivores du sol dans la dégradation de la litière ont été menées. Mais le peu de documents traitant le sujet semble tendre vers le postulat que la diversité fonctionnelle de la faune du sol influence positivement cette dégradation. Quant aux prédateurs, au sommet de la chaine trophique, ils semblent exercer un contrôle indirect sur la décomposition en régulant les populations des niveaux trophiques inférieurs (Gessner *et al*. 2010).

2.2 Les métaux lourds dans les écosystèmes : spéciation et biodisponibilité.

Les effets de la présence excessive de métaux lourds dans les sols sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes dépendent fortement de leur quantité et de leur biodisponibilité (Bruemmer *et al*. 1986). Il est à préciser que les métaux s'accumulent dans les sols et ne se dégradent pas, et que leur biodisponibilité peut s'avérer différente pour les différents organismes en fonction de leurs caractéristiques physiologiques (van Gestel 2008).

La biodisponibilité des métaux est, en premier lieu, liée à leur spéciation et à leur répartition dans les phases solides et liquides des sols. Cette spéciation est dépendante des caractéristiques physico-chimiques des sols (Ernst 1996). Le pH est par exemple un facteur déterminant, les métaux étant immobilisés en présence de carbonates et donc moins disponibles dans les sols basiques (Mench *et al*. 1994). D'une manière plus générale, le pH influence les conditions d'oxydoréduction du sol, affectant ainsi les mécanismes d'absorption-désorption ou de précipitation-dissolution qui en dépendent. Une acidification du sol entraine un déplacement des métaux de la phase solide du sol (désorption) vers sa phase aqueuse (dissolution) (Bruemmer *et al*. 1986). Cette tendance est plus ou moins forte selon le métal considéré, et sera par exemple plus forte pour le cadmium que pour le zinc et le plomb (Schmidt 2003). La structure du sol joue également, des structures grossières diminuant la biodisponibilité des métaux, et notamment pour les plantes, dont l'investissement énergétique pour le déploiement de leurs racines est particulièrement important dans ce type de sol (Ernst 1996).

Les êtres vivants des écosystèmes terrestres, en étroite interaction avec leur milieu, sont également susceptibles de modifier les propriétés physico-chimiques des sols, et donc la biodisponibilité des métaux. Tout d'abord les plantes sont incriminées dans le devenir des métaux dans les sols par de nombreux mécanismes. Par exemple, des transporteurs antiports de leurs racines puisent des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu, Ni, Co) et relarguent simultanément des protons dans la rhizosphère, comme pour tout autre microélément essentiel à la plante, augmentant ainsi l'acidité et la disponibilité des métaux (Larcher, 1994). Le rejet de polyphénols et d'autres composés organiques dans le sol est un autre exemple. Ils sont susceptibles de complexer certains métaux, comme le cuivre, et en affectent ainsi la mobilité (Kuiters et Mulder 1992). Enfin, les microorganismes du sol peuvent avoir une influence sur la spéciation de certains métaux. Cet effet s'observe surtout au niveau de la rhizosphère. Ils peuvent par exemple diminuer le pH du sol à leur proximité, et ainsi augmenter la mobilité des métaux. Par leur activité minéralisatrice de la matière organique ils peuvent solubiliser une partie des métaux complexés, les transférant dans le compartiment aqueux du sol où ils sont plus mobiles (Cloutier-Hurteau *et al*. 2008).

Les métaux sont donc au centre d'interactions complexes au sein d'un écosystème impliquant aussi bien des facteurs biotiques et abiotiques.

2.3 L'influence des contaminations métalliques des sols sur les êtres vivants des écosystèmes terrestres.

2.3.1 Les producteurs primaires : végétaux.

Il existe des écosystèmes dans lesquels les concentrations en métaux sont naturellement élevées. C'est par exemple le cas dans les sols évoluant sur des roches porteuses de minerais (surtout Zn, Pb, Ni, Co, Cr, Cu, Mn, Cd, Se, As), ou encore des sols acides tropicaux alumino-ferreux (Larcher, 1994). Les organismes de la Lignée Verte vivants au sein de ces écosystèmes s'y sont particulièrement bien adaptés au cours de l'évolution. Parmi les angiospermes, il semblerait que cette adaptation ne concerne que certaines espèces (les métallophytes), essentiellement retrouvées dans certains groupes, dont les familles Poaceae, Caryophyllaceae, Brassicaceae et Asteraceae. Les espèces ligneuses semblent en être exclues (Larcher, 1994).

Dans les écosystèmes contaminés par les métaux lourds, comme c'est le cas pour les friches industrielles, tous les taxons n'ont pas le potentiel évolutif pour s'adapter (Ernst 1996). Les genres pouvant conduire à des écotypes métallo-résistants sont variables selon les métaux en présence dans les sols. Mais dans de nombreux cas, ils ne concernent que certaines herbacées rudérales ou opportunistes, comme le montrent les observations de Kraal et Ernst (1976) pour des pollutions au cuivre, ou de Dazy *et al*. (2008) pour des contaminations métalliques multiples (notamment Zn, Pb, Cd, Cu, Ni).

L'adaptabilité de ces plantes aux stress métalliques impliquent notamment un meilleur système antioxydant (synthèse de catalase, peroxydase) (Dazy *et al*. 2008; Dazy *et al*. 2009), dans lequel certains polyphénols (comme les tannins ou certains précurseurs de la lignine) jouent un rôle (Sakihama *et al*. 2002). Les effets toxiques des métaux sur les plantes sont très variés. On peut par exemple citer la réduction de l'activité de certaines enzymes (entre autres phosphatase, ATPase, enolase) et l'inhibition de la chaine respiratoire mitochondriale et de la photosynthèse, dès des concentrations de 1 µmol/L de Cd, ou d'environ 10 µmol/L de Zn dans les feuilles.

2.3.2 Les consommateurs : microorganismes et macrofaune.

Les études intégratives sur l'évaluation des effets des métaux lourds sur l'ensemble des réseaux trophiques des écosystèmes forestiers tempérées sont rares. Mais l'analyse de ces effets sur chacun des niveaux des réseaux trophiques permet de dégager quelques observations.

Les contaminations métalliques peuvent impacter la structure des communautés fongiques et bactériennes du sol (Wang *et al*. 2007). La tolérance de ces communautés semble augmenter avec la durée d'exposition, quoique cet effet soit difficile à généraliser pour les sols forestiers (Stefanowicz *et al*. 2008). Par ailleurs, leur toxicité semble variable selon le métal considéré. D'après Bååth (1989) les toxicités globales des métaux décroissent dans l'ordre Cd>Cu>Zn>Pb. Cette toxicité dépend des facteurs biotiques et abiotiques du milieu qui joue notamment sur leur disponibilité (comme le pH par exemple) (Bååth 1989). Certaines études ont montré une corrélation négative entre la toxicité des métaux et la quantité de matière organique des sols (Frostegård *et al*. 1993).

D'autre part, il a été montré que dans le nord de la France, il n'existe pas de relation simple entre la contamination des sols et la diversité spécifique de la macrofaune du sol. Certains changements dans la composition des communautés ont cependant pu être observés, notamment une prédominance de certains taxons d'arthropodes dans les sols contaminés (Nahmani et Lavelle 2002). Mais globalement, les observations de la présence de communautés vraiment particulières, adaptées au stress métallique du sol, ne sont que très ponctuelles. L'adaptation des espèces d'invertébrés édaphiques du sol passe par des modifications et des intensifications de processus physiologiques préexistant pour la gestion des métaux. La formation de populations résistantes nécessite plusieurs dizaines d'années d'exposition (Posthuma et Van Straalen 1993).

Enfin, les études sur l'augmentation des concentrations en métaux (biomagnification) le long des chaines trophiques sont en général peu concluantes. Néanmoins, les travaux de synthèse de Dallinger *et al*. (1987), ont mis en évidence que des transferts peuvent exister et être suffisants pour impacter la santé des prédateurs de sommet de chaine, et d'autant plus que la contamination est importante. Cette relation est appelée « effet chaine alimentaire ».

En résumé, tous les niveaux du réseau trophique d'un écosystème peuvent être impactés par une contamination du milieu par des métaux lourds. Cet impact semble dépendre de l'intensité de la contamination, de la durée d'exposition des organismes et des communautés considérées.

2.4 Les objectifs de la thèse.

Les métaux lourds, en impactant l'ensemble des êtres vivants des écosystèmes, des producteurs primaires aux consommateurs de sommet de chaine, devraient être susceptibles d'affecter le fonctionnement de ces écosystèmes.

Dans un contexte de pollution industrielle, et en vue d'une réhabilitation future de ces sites, comprendre dans quelles mesures la contamination métallique des sols résultant de l'activité industrielle affecte leur fonctionnement et la structure des communautés qui s'y développent est un enjeu majeur.

Les objectifs de ce travail se concentrent sur des aspects liés principalement à la communauté végétale sur sol pollué.

Le site de Pompey est le sujet d'une étude comparative dans laquelle 3 sites témoins ont été choisis *a priori*. Il s'agit d'évaluer l'impact de la contamination métallique sur le fonctionnement de l'écosystème forestier de Pompey. En particulier, deux hypothèses sont testées. La haute teneur en métaux du sol de Pompey :

1. modifie la composition biochimique des feuilles mortes produites sur site pollué.
2. ralentit la dégradation des litières.
   a- par un effet de la contamination du sol sur la décomposition des feuilles.
   b- par un effet de la contamination des feuilles sur leur propre dégradation.

3 Travaux personnels

3.1 Matériel et méthodes.

Des résultats préliminaires de dosages de métaux dans les feuilles de 7 essences présentes à Pompey nous montrent des différences importantes de concentrations. L'aulne (*Alnus glutinosa)* semble très peu concentrer les métaux dans ses feuilles et le peuplier tremble (*Populus tremula)* s'avère être le plus fort concentrateur de métaux parmi les essences testées. Ces deux essences ont donc été choisies pour les expérimentations.

3.1.1 Présentation des sites.

Le site de Ban-la-Dame est un bassin de décantation de l'ancienne usine sidérurgique de Pompey (Meurthe et Moselle, 54). D'une profondeur estimée de 10-12 m, il a été rempli par des couches successives de boues de hauts fourneaux provenant de l'usine. Depuis les années 2000, ce site a fait l'objet de plusieurs études scientifiques qui ont, entre autres choses, permis de mettre en évidence une contamination métallique très importante et multiple du sol (Zn, Pb et Cd principalement) (Schwartz *et al*. 2001). Or, malgré ces teneurs élevées, la végétation a recolonisé spontanément le site et est arrivée au stade arborescent. Trois autres sites de la région Lorraine ont été choisis comme témoins pour une étude comparative. Le choix a été fait de manière à obtenir la plus grande ressemblance

possible entre les sites notamment du point de vue de leurs sols, leurs communautés végétales et leurs climats.

Ces trois sites se situent entre Metz et Nancy, en bordure de la rivière Moselle. De l'aval vers l'amont, les sites sont les suivants : Corny (06''03'' E, 49''01' N) noté T1 (pour témoin 1), Base de loisir (06''04' E, 48''50' N) sur la commune de Dieulouard, noté T2 (pour témoin 2), Pompey (06''08' E, 48''46' N, noté P, et le domaine des eaux bleues à Liverdun (06''03' E, 48''45' N), noté T3 (pour témoin 3). La proximité géographique des sites entre eux, ainsi que leur proximité avec la rivière Moselle, laissent supposer des climats et des environnements tout à fait similaires. Les données climatiques précises ne sont toutefois pas encore disponibles. Pour confirmer la proximité écologique de ces sites, leurs sols et leurs communautés végétales ont été analysés et comparés.

Il est à noter qu'une usine de chaudronnerie et autres fabrications métalliques, E.L.I.T.H, se situe à proximité du site de Dieulouard (06''06' E, 48''89' N).

3.1.2 Caractérisation des sites.

3.1.2.1 Analyse des sols.

La caractérisation des sols des différents sites a été réalisée par le Dr. Delphine Aran.

Des échantillons de sol ont été prélevés le 16 mai 2012. Pour chaque sous-site, 4 échantillons ont été prélevés sur les pourtours de la zone de dépôt des sacs à litière (voir le plan expérimental paragraphe 3-4). Ces 4 échantillons ont ensuite été mélangés entre eux, permettant l'obtention d'un échantillon par sous-site à analyser.

Ces échantillons ont servi aux dosages du carbone, de l'azote, du phosphore, des principaux métaux lourds (Zn, Cd, Pb) et des carbonates ($CaCO_3$). Les rapports C/N ont été calculés en utilisant les taux de carbone organique (excluant les carbonates). Ils ont également permis la détermination du pH des différents sols et de leur capacité d'échange cationique (CEC). Des observations sur le terrain lors du prélèvement ont permis l'évaluation de la structure et de la texture des sols, et plus généralement des types de sols.

3.1.2.2 Inventaires botaniques.

Le 21 mai 2012, les inventaires botaniques des 4 sites ont été réalisés avec l'aide du Pr. Serge Muller. Pour les 4 sites d'étude, l'ensemble des espèces rencontrées aux alentours des 3 sous-sites a été identifié. Les strates arborées, arbustives et herbacées ont été distinguées et leurs pourcentages de recouvrement approximatifs respectifs ont été notés. L'abondance approximative de chaque espèce a été notée à l'aide d'indices allant de 1 à 5 (tableau I).

Indice	+	1	2	3	4	5
Abondance (% de recouvrement)	1 à quelques individus	1 à 5%	5 à 25%	25 à 50%	50 à 75%	> 75%

Tableau I correspondances entre les indices d'abondance des espèces et leur pourcentage de recouvrement dans chaque strate.

Les indices de Jaccard ont été calculés pour évaluer la similarité entre les sites deux à deux. Entre deux sites A et B, l'indice se calcule de la façon suivante :

$$J(A,B)= (A \cap B) / (A \cup B)$$

Avec A n B, le nombre d'espèces communes aux deux sites, et A u B, le nombre d'espèces totales en réunissant les deux sites.

Ces indices sont donc d'autant plus proches de 1 que les deux sites considérés ont un grand nombre d'espèces en commun.

Une évaluation des préférences écologiques de la communauté des 4 sites a également été réalisée. Pour chaque espèce, les indices écologiques d'Ellenberg (Ellenberg, 1982) ont été répertoriés pour la luminosité, l'humidité, l'acidité et le niveau trophique. Les moyennes pour chaque site ont été calculées puis comparées.

3.1.3 Caractérisation des feuilles des quatre sites.

A la sénescence, entre octobre et novembre 2011, des feuilles ont été récoltées dans des filets tendus à environ 1,5 m du sol. Deux ou trois filets par sites ont été placés afin de récolter la litière des deux essences (peuplier et aulne). Les feuilles ont ensuite été triées, séchées à température ambiante.

Une partie de cette récolte (feuilles indépendantes) a été utilisée pour la caractérisation physique des feuilles de chaque site, pour chaque essence (paragraphe 3-3-2).

L'autre partie des feuilles a été pesée et répartie dans des barquettes de plastique par lots de 3,50 ± 0,02 g.

Pour les expérimentations de dégradation de la litière, les lots de feuilles préparés à cette fin ont été placés dans des sacs à litière de vide de maille de 0,5 cm et de 20×12 cm. Ce type de sac permet la circulation de la mésofaune et de la macrofaune du sol (Hättenschwiler *et al*. 2011). L'utilisation de ces sacs est expliquée dans le plan expérimental (paragraphe 3-4).

Par ailleurs, 24 sacs à litières ont été utilisés pour mesurer les caractéristiques biochimiques et les concentrations en métaux des feuilles mortes produites sur les différents sites (feuilles t_0 ; paragraphes 3-3-1 et 3-3-3). Ces analyses chimiques ont été réalisées sur des broyats de feuilles, obtenus à l'aide d'un broyeur à bille MM301 (Retsch Inc). Le broyage des feuilles nécessite un séchage préalable par lyophilisation (lyophilisateur Cryotec, Cryo-80). Les feuilles broyées sont ensuite placées dans des piluliers de 40 mL et peuvent être conservées à température ambiante en vue d'analyses ultérieures.

3.1.3.1 Métaux.

Les feuilles sèches et broyées ont été minéralisées dans du HNO_3 concentré dilué au demi, à chaud pendant 24h, puis le Zn et le Cd ont été dosés au LIEBE par Philippe Rousselle en spectrométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme pour le Zn (Perkin-Elmer, AAnalyst 100) et à four pour le Cd (Varian, spectra 300).

Des études préliminaires ayant montré que le plomb (Pb) était quasiment absent des feuilles mortes d'aulne et de peuplier, ce métal n'a pas été dosé.

3.1.3.2 Caractérisation physique

3.1.3.2.1 Déchirabilité.

Pour chaque site et chaque essence, 3 sous-lots de 6 feuilles ont été placés individuellement dans des barquettes de plastique puis aspergés d'eau déminéralisée à l'aide d'un vaporisateur. Un pénétromètre de piston de 2mm de diamètre a ensuite été utilisé pour mesurer la déchirabilité des feuilles. Il s'agit d'un

appareil permettant d'exercer une pression croissante sur les feuilles jusqu'à leur point de rupture. Une tige de fer (piston) surmontée d'un plateau est maintenue immobile au repos sur la feuille placée horizontalement. Un bécher posé sur le plateau permet d'y verser de l'eau en goutte à goutte. L'eau est ajoutée ainsi jusqu'à ce que la masse du système (piston, plateau, bécher, eau) provoque la pénétration du piston dans la feuille. En tenant compte de la surface de contact entre la feuille et le piston, on obtient un résultat en Newton par unité de surface. La masse d'eau nécessaire à la pénétration de la feuille est d'autant plus grande que la déchirabilité est faible et que la dureté de la feuille est grande. Trois mesures par feuilles, en évitant les nervures, ont été prises.

3.1.3.2.2 Masse surfacique (LMA, Leaf Mass per Area).

Trois sous-lots de 6 feuilles indépendantes de chaque site et chaque essence ont été préparés dans des barquettes plastiques puis séchés par lyophilisation pendant 6 heures. Les sous-lots ont ensuite été pesés à 0,01 g près. Les 6 feuilles de chaque sous-lot ont alors été scannées, puis la surface de l'ensemble des 6 feuilles déterminée à l'aide d'un logiciel de traitement d'image numérique (Image J®). Le rapport de la masse sur la surface détermine une valeur de LMA moyenne pour chaque sous-lot.

3.1.3.3 Caractéristiques biochimiques.

3.1.3.3.1 Masse sèche sans cendres (Ash Free Dry Mass : AFDM).

Les poudres de feuilles ont été pesées 2 fois successivement, environ 100 mg (à 0,1 mg près) (balance Sartorius analytic, d_d=0,1 mg) pour déterminer la masse de l'échantillon conservé à l'air libre (m_a) et la masse de l'échantillon après une nuit en étuve à 105°C m_0. Le pourcentage d'eau contenu dans l'échantillon a été déduit.

$$\text{Quantité d'eau (\%)} = m_0 / m_a$$

Les échantillons ont ensuite été placés dans des boites de pétri en verre puis brûlés au four à mouffle à 550°C pendant 4h. La masse restante après ce passage au four (m_1) correspond à la masse de cendre contenue dans l'échantillon. Cette cendre correspond à la partie non organique de la feuille. La quantité de matière organique a été obtenue en soustrayant m_1 à la masse sèche initiale.

$$MO\ (\%) = m_0 - m_1$$

3.1.3.3.2 Lignine et cellulose.

La lignine et la cellulose ont été dosées selon le protocole de Graça *et al* (2005). Deux traitements chimiques successifs ont été appliqués sur les broyats de feuilles placés dans des creusets poreux, chacun suivi d'une filtration sous vide et d'un rinçage.

Le premier (solution détergente acide) permet l'élimination de toute la partie organique non fibreuse des feuilles. Les échantillons sont rincés à l'eau chaude, puis à l'acétone 70%. Ils sont ensuite séchés une nuit à 105°C puis pesés. Cette première étape donne une valeur approchée du pourcentage de fibres contenues dans les feuilles.

$$Fibres\ (\%) = m_2 / m_0$$

Avec m_2, masse restante après le traitement par le détergeant acide. m_0, masse sèche initiale (déduite du calcul de l'AFDM).

Le second traitement (acide sulfurique concentré) provoque l'élimination de la cellulose de l'échantillon. Le traitement est suivi de 5 rinçages à l'eau bouillante puis d'un séchage une nuit dans une étuve à 105°C. Ce deuxième traitement permet la déduction de la quantité de cellulose dans l'échantillon.

$$Cellulose\ (\%) = m_3 / m_0$$

Avec m_3, masse restante après le traitement par l'acide sulfurique.

Les poudres de feuilles ont ensuite été brulées au four à moufle, à 550°C pendant 4h. Ce traitement élimine toute la matière organique restante des échantillons, c'est-à-dire la lignine. La masse restante (m_4) correspond à la partie minérale de la feuille, incluant d'éventuels dépôt minéraux et de terre qui auraient échappés au lavage des feuilles qui suit leur prélèvement.

$$Lignine\ (\%) = (m_4 - m_3) / m_0$$

Il est à noter que le calcul du taux de fibres de l'échantillon inclut la partie minérale des feuilles. La première valeur de pourcentage de fibres est donc surestimée et peut être corrigée.

$$\text{Fibres}(\%) = m_1 - m_4 = = \text{Lignine} + \text{Cellulose}$$

Enfin, les rapports lignine/cellulose ont été calculés de manière à évaluer la proportion de l'une et l'autre de ces molécules dans la quantité totale de fibre.

3.1.3.3.3 Carbone et azote.

Une partie de chaque échantillon est pesée à 0,1 µg près aux alentours de 2,5 mg, puis placées dans des capsules d'étain (9 x 5 mm). Le carbone et l'azote sont ensuite dosés par passage de ces capsules en analyseur élémentaire (Carlo-Erba, NA 2100) au LIEBE par P. Rousselle.

3.1.3.3.4 Phosphore.

Le P est dosé par une méthode colorimétrique à l'aide de l'automate Konelab 420-XTi (Thermofischer). Les échantillons sont au préalable minéralisés selon la norme AFNOR 1990, à partir d'environ 3,00 mg de poudre sèche (à 0,01 mg près).

3.1.3.3.5 Polyphénols.

La méthode de Folin-Ciocalteu est utilisée après quelques modifications selon Gross et al. (1996) pour réduire la quantité d'échantillon et les quantités des réactifs proportionnellement. Le solvant d'extraction utilisé, acétone 70%, est appliqué sur les poudres de feuilles sous agitation pendant 2h. Il ne permet l'extraction que des composés solubles des cellules. Les composés phénoliques des parois tels que la lignine ne sont donc pas détectés par cette méthode. Les extraits sont ensuite centrifugés 5 minutes à 13000 rpm (centrifuge 5424, Eppendorf). 10 µL des surnageants réagissent ensuite avec le réactif de Folin en présence de carbonate de calcium ($CaCO_3$) et sont dosés par spectrophotométrie à 750 nm (spectrophotomètre specord 205, Serlabo Technologies). Pour déterminer la portion non phénolique des échantillons réagissant avec le réactif de Folin, la mesure a été répétée après réaction d'une autre fraction du surnageant (50µL) avec la polyvinyl polypyrrolidone (PVPP) 10% (g/g dans de l'eau ultrapure), pendant 1h30 sous agitation, permettant

de précipiter les polyphénols (Bauer *et al*. 2009). Les résultats sont convertis en pourcentage de masse sèche.

3.1.4 Plan expérimental.

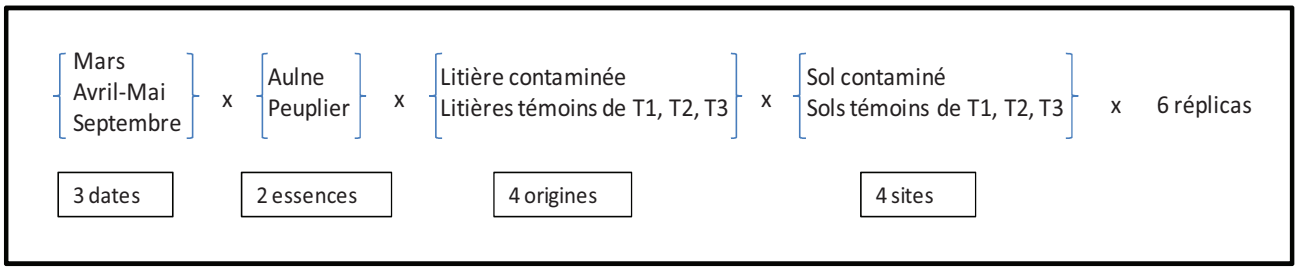


Figure 2. Schéma du plan d'expérience de décomposition de 2 essences croisant site de décomposition et origine des feuilles. T1 : témoin 1, site de Corny. T2 : témoin 2, site de Dieulouard. T3 : témoin 3, site de Liverdun.

L'expérience constitue un plan factoriel complet croisant l'origine des feuilles et le site de décomposition, avec 3 dates de prélèvements et 6 réplicas par date (cf. figure 2) : pour chaque essence, 18 sacs de feuilles provenant des 4 sites (site contaminé à Pompey, témoin 1 à Corny, témoin 2 à Dieulouard et témoin 3 à Liverdun) ont été déposés sur chacun de ces sites (576 sacs au total). Pour intégrer la variabilité intra site, les 6 répliquas ont été répartis sur 3 sous-sites.

3.1.5 Prélèvements et traitement des échantillons.

Les sacs ont été déposés sur les sites les 10 et 11 décembre 2011 (t_0). Le premier prélèvement a été fait le 20 février 2012, 72 jours après le dépôt (t_{72}). Les sacs ont été ramassés au sol et placés dans des sachets, eux même stockés dans des glacières. Trois sacs de chaque essence prélevés sur chaque sous-site ont été emmenés au laboratoire LSE de Nancy en vue d'une analyse de la mésofaune (Dr Jérôme. Cortet). Une estimation des pertes de masse y sera également réalisée, ainsi que des analyses chimiques (métaux et dosages du carbone, C, de l'azote, N, et du phosphore, P). L'autre série de 3 réplicas de chaque sous-site a été ramenée au LIEBE pour estimer les pertes de masse et pour l'analyse biochimique des feuilles (polyphénols, lignine et cellulose, ergostérol). De retour au laboratoire, les feuilles de chaque sac ont été rincées à l'eau déminéralisée, puis 11 disques ont été prélevés à l'emporte pièce (1,2 cm de diamètre). Les disques ont été placés dans deux tubes

eppendorff, l'un contenant 5 disques est conservé à -20°C pour le dosage de l'ergostérol, et l'autre, contenant 6 disques, est conservé à -80°C pour réaliser une électrophorèse en gradient de gel dénaturant (DGGE) réalisée au LIEBE à Thionville (Dr. Sonia Henry), permettant l'étude de la structure des communautés microbiennes. Les feuilles nettoyées ont ensuite été placées dans des sachets à -20°C en attendant d'être lyophilisées en vue de l'estimation des pertes de masse. Sous chaque répliqua de peuplier destiné au LIEBE, un échantillon de sol a été prélevé sur 5 cm de profondeur à l'aide d'une pelle. Ces échantillons de sol ont été emmenés à l'antenne du LIEBE de Thionville pour une analyse microbiologique ultérieure (Dr. Sonia. Henry). Vu la décomposition avancée visible des feuilles d'aulne à t_{72}, il a été décidé de différer les prélèvements d'aulne et de peuplier. Un deuxième prélèvement pour l'aulne a donc été réalisé le 21 mars 2012 (t_{102}), 102 jours après l'installation des sacs sur site, selon le même protocole que pour le premier prélèvement. Selon la même méthode, le deuxième prélèvement de peuplier et le troisième prélèvement d'Aulne ont été réalisés le même jour, 162 jours après le dépôt, le 16 mai 2012 (t_{162}).

3.1.6 Pertes de masse.

La décomposition a donc été évaluée par le calcul des pertes de masse (Strojan 1978, Berg *et al*. 1991). Elles ont été estimées par pesée après lyophilisation pendant 24h. Les feuilles ont ensuite été pesées à 0,01 g près (Sartorius analytic, d_d=0,1 mg).

Pour chaque date de prélèvement, les résultats ont d'abord été exprimés en pourcentage de masse perdue.

Cependant la perte de masse des feuilles en fonction du temps est le plus souvent approchée par un modèle de décroissance exponentielle (Graça *et al.* 2005).

$$M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$$

avec M_t masse de feuilles au temps t. M_0, masse de feuilles à t_0. K, taux de décomposition (en jour^{-1}) ; t, temps en jours.

Il advient que l'analyse statistique des cinétiques de dégradation des litières peut se faire sur un modèle linéaire de régression :

$$\ln (M_t) = \ln (M_0) - kt,$$

Les données ont donc été transformées pour ce modèle linéaire. Les coefficients k ont été comparés entre site (constante de vitesse de dégradation), ainsi que les ordonnées à l'origine $\ln(M_0)$.

3.1.7 Etude de la biomasse fongique : dosage de l'ergostérol.

Cinq disques de feuilles (paragraphe 3-5) ont été lyophilisés pendant 12 heures. Ils ont ensuite été incubés à 4°C pendant une nuit, puis à 80°C sous agitation pendant 30 minutes, dans une solution de KOH/méthanol à 8 g/L. 1 mL d'acide chlorhydrique à 0,65 mol/L a ensuite été ajouté. Les solutions ainsi formées ont été extraites sur des cartouches d'extraction en phase solide (Oasis HLB, 60 mg, 3 cc; Waters, Milford). L'éluant utilisé est l'isopropanol. L'ergostérol a ensuite été dosé en chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) (phase mobile : méthanol, 1,4 mL/min ; volume d'injection : 10 µL ; colonne tempérée à 33°C).

Le taux de conversion de 5,5 issu de travaux de (Gessner *et al*. 1993) a été utilisé pour estimer la masse de mycélium par unité de masse de feuilles à partir des taux d'ergostérol.

3.1.8 Analyses statistiques.

Pour tous les paramètres physico-chimiques des litières étudiés, les deux essences ont été comparées par des tests de comparaisons de moyennes de Student (t-test). Pour chaque essence, les litières des quatre sites ont été comparées par des analyses de variances (ANOVA). En cas de différences significatives entre les litières des différents sites, des tests post-hoc (HSD de Tukey) ont été réalisés pour distinguer les moyennes significativement différentes.

Pour chaque date de prélèvement, les pertes de masse moyennes des feuilles originaires des 4 sites, ainsi que les pertes de masse moyennes calculées sur chaque site de dégradation ont été comparées par ANOVA puis HSD de Tukey.

Les cinétiques de dégradation ont été comparées par analyses de covariances (ANCOVA), en prenant le temps comme variable explicative continue.

4 Résultats.

4.1 Caractérisation des sites

4.1.1 Structure de la communauté végétale.

4.1.1.1 Inventaires botaniques.

Les indices d'abondance approximatifs pour chaque espèce rencontrée, par site et par strate sont donnés en annexe.

L'inventaire réalisé sur les 4 sites d'étude révèle des communautés végétales assez proches.

Pour les quatre indicateurs écologiques calculés (cf. figure 2), les indices d'Ellenberg moyens de chaque site ne diffèrent jamais de plus d'une unité.

Les indices de luminosité, tous compris entre 5 et 6, sont caractéristiques de communautés de pleine lumière. Concernant, l'humidité, les indices moyens sont proches de 5, à l'exception de la station de Dieulouard, dont la moyenne atteint 6, traduisant la présence d'un nombre supérieur d'espèces adaptées à des milieux plus humides, notamment l'iris des marais (*Iris pseudacorus*) et la grande consoude (*Symphytum officinale*), espèces de sols mouillés absente des trois sites. Globalement, les communautés sont caractéristiques de milieux moyennement humides. Quant à l'acidité, les moyennes aux alentours de 7 indiquent des communautés évoluant sur des sols moyennement acide à moyennement basique, jamais sur des sols très acides. La valeur légèrement supérieure pour la station de Pompey indique des espèces de pH plus basique, à l'instar de la laitue pérenne (*lactuca perrenis*) et de l'orme champêtre (*Ulmus campestris*), indicatrices d'une certaine teneur en calcaire et présentes uniquement à Pompey. Enfin, le niveau trophique des communautés, représenté par les indices de teneur en azote compris entre 6 et 7, est moyen pour l'ensemble des sites, dont les communautés semblent donc plutôt affiliées à des sols assez riches, sans être tout à fait eutrophes.

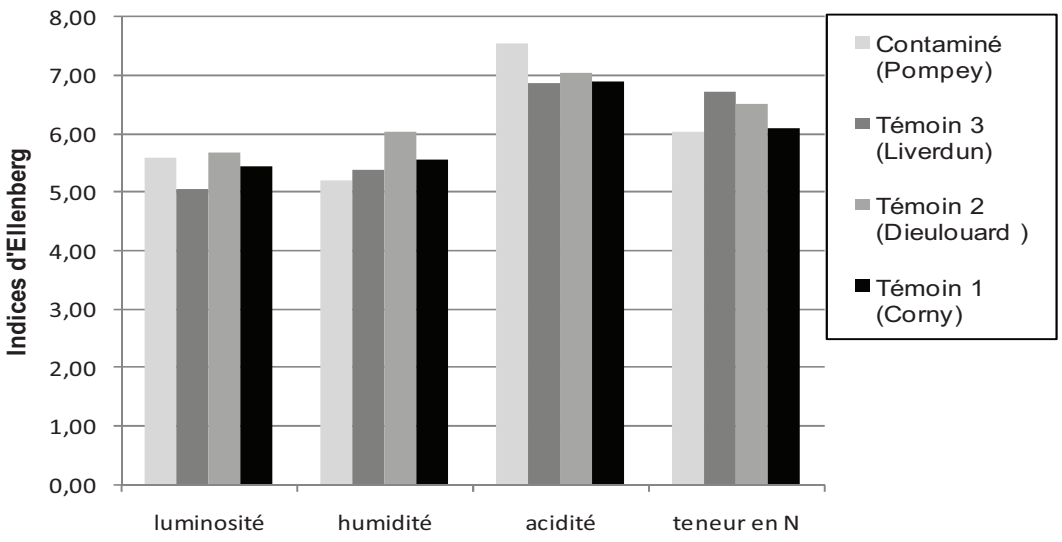


Figure 3 Comparaison des communautés végétales des quatre sites en regard des indices écologiques d'Ellenberg : luminosité, humidité, acidité et niveau trophique. (Assimilée à la teneur en azote du sol)

D'autre part, la richesse spécifique sur les sites témoins Dieulouard et Corny est légèrement inférieure à celles des deux autres sites. En effet, 46 espèces ont été dénombrées à Pompey, toutes strates confondues ; 54 pour Liverdun, 36 pour Dieulouard et 31 pour Corny (cf annexe1).

En regard des indices de Jaccard, les sites présentant les communautés végétales les plus proches sont Pompey et Liverdun (cf. tableau II). La proximité entre Liverdun et Dieulouard est également assez élevée. Les indices reliant Corny aux 3 autres sites sont les 3 plus faibles. Le site de Corny semble donc présenter une communauté végétale un peu à part des 3 autres.

	Pompey	Corny	Dieulouard	Liverdun
Pompey				
Corny	0.28			
Dieulouard	0.34	0.31		
Liverdun	0.42	0.27	0.40	

Tableau II. Indices de similitudes de Jaccard. La valeur est d'autant plus proche de 1 que les deux sites considérés ont un grand nombre d'espèces communes. Pompey : site contaminé. Corny, Dieulouard et Liverdun : sites témoins.

Enfin, une analyse plus détaillée de l'inventaire permet de souligner quelques disparités entre les cortèges végétaux de Pompey et des sites témoins. D'abord, la

large dominance des bouleaux verruqueux (*Betula alba*) dans la strate arborescente de la station de Pompey est une différence notable avec les autres sites, dont les bouleaux sont absents ou très peu représentés (on retrouve quelques individus dans la strate arborescente de Corny). De plus, certaines espèces d'herbacées n'ont été rencontrées qu'à Pompey. C'est le cas du lamier pourpre (*Lamium maculatum*), de la vigne-vierge (*Parthenocissus quinquefolia*) ou encore de l'orchidée listère à feuilles ovales (*Listera ovata*). Aucune n'est dominante, mais toutes 3 sont assez bien représentées et couvrent chacune de 1 à 5% de la surface du sol. Quelques individus d'épicea (*Picea abies*) ont été observés uniquement à Pompey, aussi bien adultes qu'à l'état de jeune plantule. En outre, aucune espèce absente de Pompey n'est présente à la fois sur les 3 autres sites.

4.1.2 Analyse des sols.

		Contaminé (Pompey)	Témoin 1 (Corny)	Témoin 2 (Dieulouard)	Témoin 3 (Liverdun)
chimie	pH	7.8	6.9	7.6	7.7
	CaCO3 (%)	9.0	0.5	0.6	5.6
	CEC (meq/100g)	60.7	18.2	19.8	21.0
	C orga (%)	14.6	2.9	3.3	3.3
	N (%)	0.9	0.3	0.3	0.3
	C/N (mol/mol)	15.7	10.1	11.9	11.3
	P (%)	0.3	0.1	0.1	0.1
	Cd (µg/g)	73.3	<1	<1	<1
	Pb (µg/g)	15560.0	17.0	66.0	35.3
	Zn (µg/g)	19540.0	46.7	135.7	97.3
observations terrain	Structure	microgrumeleux	grumeleux	grumeleux plus grossier tendance massif	grenu tendance massif
	Texture	limono-argileux	limono-argilo-sableux	argilo-limoneux	argileux à argilo-limoneux
	Type	technosol sans horizon B	sol brun	sol brun	rendzine

Tableau III. Résultats de l'analyse des sols. Moyennes des valeurs mesurées sur les trois sous-sites de chaque site.(Voir plan expérimental).

Aucune analyse statistique n'a été réalisée sur les résultats des analyses de sol. Néanmoins, la simple observation du tableau III révèle des éléments intéressants démarquant très nettement le sol de Pompey.

Tout d'abord, les concentrations en Cd, Pb et Zn sont toutes de plusieurs milliers de fois supérieures dans le sol de Pompey. Il est à noter que le Zn et le Pb sont en quantités légèrement supérieures dans le sol de Dieulouard en comparaison avec les sols de Corny et Liverdun.

Ensuite, les teneurs en carbone organique, azote et phosphore dans le sol de Pompey sont nettement supérieures à celles des sites témoins (d'un facteur 3 environ pour P et N, et d'un facteur 4,5 en moyenne pour le C organique). La tendance concernant les rapports C/N est la même mais l'écart est moins net (de 4% environ entre Pompey et Dieulouard / Liverdun, et de 6 % entre Pompey et Corny).

De plus, les teneurs en carbonates démarquent encore une fois le site de Pompey par sa concentration plus élevée mais le sol de Liverdun ressort également par sa teneur en carbonate intermédiaire : le sol de Pompey contient environ 18 fois plus de carbonates que ceux de Corny et Dieulouard, et environ une fois et demi fois plus que celui de Liverdun.

Pour l'acidité, le site de Corny se démarque par un sol légèrement moins basique.

Enfin, la structure plus fine du technosol de Pompey se distingue des sols bruns de Corny et Dieulouard et de la rendzine (sol un peu moins évolué) de Liverdun.

4.2 Caractérisation des litières des quatre sites.

Les valeurs moyennes dans les feuilles mortes de chaque site, pour chacune des variables présentées dans cette partie, sont exposées dans le tableau IV (IV a pour le peuplier, et IV b pour l'aulne).

4.2.1 Métaux.

L'analyse des résultats du dosage en SAA du Zn et du Cd sur les feuilles d'aulne et de peuplier à t_0 confirme les résultats préliminaires. Le peuplier concentre plus les deux métaux testés dans ses feuilles mortes que l'aulne (t-test, p=0,004 pour le Zn et p=0,027 pour le Cd).

Et de fait, seul le peuplier présente des concentrations significativement supérieures dans les litières de Pompey pour les deux métaux dosés. Pour le Zn, bien que l'analyse statistique ne le révèle pas, une tendance peut être notée pour les

concentrations dans les feuilles des 3 sites témoins. En effet, la concentration moyenne de la litière produite sur le site témoin 2 (Dieulouard), est proche du double des concentrations retrouvées pour les sites témoins 1 (Corny) et 3 (Liverdun). Les feuilles de Pompey présentent des concentrations en Zn plus de 2 fois supérieures à celles de Dieulouard. Pour le Cd, en revanche, les concentrations dans les feuilles des sites témoins sont proches entre elles et toutes plus de 5 fois inférieures à celles de Pompey.

Par ailleurs, l'analyse des concentrations en Zn dans les feuilles d'aulne révèle des différences entre les litières des 4 sites mais rapproche Pompey de Dieulouard par des concentrations supérieures (proches de 100 µg/g) à celles des deux autres sites (proches de 35 µg/g). Aucune différence significative n'est observée entre les feuilles d'aulne des 4 sites pour le Cd.

4.2.2 Caractéristiques physico-chimiques.

L'analyse des caractéristiques physiques ne révèle des différences entre les litières des quatre sites que pour la déchirabilité. Pour l'aulne, les feuilles de Pompey (0,32 N/mm²) sont intermédiaires entre les feuilles de Corny d'une part (0,27 N/mm²), et les feuilles de Dieulouard et Liverdun d'autre part (respectivement 0,36 et 0,37 N/mm²). Pour le peuplier, les feuilles de Corny présentent une déchirabilité moindre (0,72 N/mm²) que les feuilles Pompey (0,60 N/mm²) et Dieulouard (0,62 N/mm²). Les feuilles de Liverdun sont intermédiaires (0,64 N/mm²).

Ces caractéristiques physiques ne permettent donc pas de démarquer les litières de Pompey de celles des sites témoins. Il en va de même pour l'ensemble des éléments de la composition biochimique testés.

Les quantités de lignine et de cellulose ne diffèrent pas significativement entre les litières des 4 sites. Des différences existent tout de même concernant les quantités totales de fibres. Les feuilles de peuplier de Dieulouard (45,1%) présentent près de 5% de fibres totales de plus que les feuilles de Corny (40,2%). Les litières de Pompey et de Liverdun ont des valeurs statistiquement intermédiaires avec respectivement 43,3 et 41,2 % de fibres totales ($p=0.029$). Par contre, les feuilles d'aulne, malgré des écarts allant jusqu'à plus de 7% entre celles de Pompey (32,7%) et de Corny (39.4%), ne présentent pas de différence de quantité de fibres totales significative.

Les quantités de MO des feuilles des différents sites présentent des divergences. D'abord l'analyse statistique révèle des différences significatives pour l'aulne entre le site témoin Liverdun et les autres sites par sa quantité de MO plus élevée (2% de plus en moyenne). Les différences entre les feuilles de peuplier ne sont, quant à elles, pas statistiquement significatives. Il est toutefois à noter que la moyenne des quantités de MO des feuilles du site contaminé (89,6%) est inférieure à celles des 3 sites témoins, (avec respectivement 91,5, 90,8 et 91,5% pour Corny, Dieulouard et Liverdun). Ces quantités sont toutes proches et comprises entre 89 et 92% de matière sèche pour les feuilles de peuplier, et entre 93 et 95,5% pour les feuilles d'aulne

La comparaison statistique des valeurs des polyphénols totaux n'indique de différences significatives qu'entre les litières d'aulne produites sur les différents sites. En effet, les quantités de polyphénols dans les feuilles d'aulne de Pompey et Liverdun (proches de 11% de la matière sèche) sont proches et significativement plus élevée que pour Corny et Dieulouard (proches de 7%). Les feuilles de peuplier des 4 sites ne montrent pas de différences significatives. Mais il est à noter que les feuilles de Dieulouard contiennent en moyenne environ 2 fois plus de polyphénols que les feuilles de Pompey et Liverdun, et plus de 3% de polyphénols de plus que les feuilles de Corny. En outre, l'analyse statistique de l'interaction entre polyphénols totaux et essence est significative ($p<10^{-3}$). Ceci traduit le fait que pour chaque site les différences caractérisant aulne et peuplier ne sont pas les mêmes.

Les différences les plus probantes entre les litières des différents sites concernent les 3 éléments nutritifs dosés. Pour l'aulne, les rapports C/N permettent de regrouper les feuilles de Liverdun et les feuilles de Pompey (respectivement 17,9 et 17,8) par leurs valeurs significativement plus élevées que pour les feuilles de Dieulouard (15,1) et moins élevées que pour les feuilles de Corny (19,4). Les rapports C/P, N/P et lignine/P suivent la même tendance, à ceci près que les rapports N/P et lignine/P des litières de Dieulouard sont statistiquement similaires à ceux des litières de Pompey et Liverdun. Globalement, les feuilles d'aulne de Corny sont de moindre qualité nutritive (rapports plus élevés) que celles des autres sites. La même tendance est suivie par les litières de peuplier quant à leurs rapports C/N dont les moyennes vont de 47,5 pour la litière de Corny à des valeurs proches de 28 pour les litières des autres sites.

Tableau IV. Résultats des analyses des feuilles de Peuplier (a) et d'Aulne (b) des 4 sites à t_0. Les moyennes calculées sur 3 réplicas sont associées à leur écart-type. Les lettres en indices représentent les groupes homogènes de Tukey. Les p-value des analyses des variances (ANOVA) significatives sont en gras. Les rapports C :N, C :P et N :P sont des ratios molaires. Le rapport lignine/P est un ratio massique.

Populus tremula						
a		Origines des feuilles				Anova
		Contaminé (Pompey)	Témoin 1 (Corny)	Témoin 2 (Dieulouard)	Témoin 3 (Liverdun)	p values
Métaux	Zn (µg/g)	**720 ± 119 ^{a}**	**129 ± 11 ^{b}**	**300 ± 25 ^{b}**	**171 ± 14 ^{b}**	**<10^{-6}**
	Cd (µg/g)	**4.95 ± 0.83 ^{a}**	**0.84 ± 0.11 ^{b}**	**0.89 ± 0.23 ^{b}**	**0.82 ± 0.06 ^{b}**	**<10^{-6}**
Caractéristiques physiques	LMA (mg/cm²)	4.18 ± 0.16	4.14 ± 0.33	4.76 ± 0.22	4.39 ± 0.85	>0.05
	Déchirabilité (N/mm²)	**0.60 ± 0.03 ^{a}**	**0.72 ± 0.04 ^{b}**	**0.62 ± 0.04 ^{a}**	**0.64 ± 0.08 ^{ab}**	**<10^{-7}**
lignine / cellulose	Lignine (%)	22.6 ± 4.8	21.5 ± 1.1	25.0 ± 2.6	23.4 ± 2.5	>0.05
	Cellulose (%)	20.8 ± 0.1	18.8 ± 3.8	20.1 ± 4.9	17.8 ± 3.3	>0.05
	Fibre (%)	**43.3 ± 4.7^{ab}**	**40.2 ± 4.4 ^{a}**	**45.1 ± 7.4 ± 2.0 ^{b}**	**41.2 ± 5.4 ^{ab}**	**0.029**
	Matière Organique (%)	89.6 ± 1.0	91.5 ± 0.5	90.8 ± 1.0	91.5 ± 1.4	>0.05
CNP	N (%)	**1.39 ± 0.05 ^{a}**	**0.86 ± 0.05 ^{b}**	**1.47 ± 0.14 ^{a}**	**1.49 ± 0.09 ^{a}**	**<10^{-4}**
	C (%)	**46.25 ± 0.83 ^{a}**	**47.38 ± 0.38 ^{ab}**	**46.63 ± 0.71 ^{ab}**	**48.15 ± 0.28 ^{b}**	**0.01**
	P (%)	0.1334 ± 0.0027	0.1381 ± 0.205	0.1626 ± 0.0599	0.1075 ± 0.0226	>0.05
	C:N	**28.5 ±0.5 ^{a}**	**47.5 ± 3.0 ^{b}**	**27.5 ± 2.9^{a}**	**27.7 ± 1.8 ^{a}**	**<10^{-4}**
	C:P	134.2 ± 0.5	134.7 ± 19.5	120.6 ± 39.9	178.1 ± 34.2	>0.05
	Lignine:P	**130.4 ± 75.7 ^{ab}**	**181.7 ± 45.1 ^{ab}**	**109.9 ± 35.3 ^{a}**	**224.7 ± 27.5 ^{b}**	**0.034**
	N:P	**4.7 ± 0.1^{ab}**	**2.8 ±0.5 ^{a}**	**4.5 ± 1.9 ^{ab}**	**6.4 ± 0.9 ^{b}**	**0.023**
	polyphénols (%)	3.66 ± 1.92	5.44 ± 2.18	8.67 ± 2.98	3.43 ± 1.35	>0.05

Alnus glutinosa						
b		Origines des feuilles				Anova
		Contaminé (Pompey)	Témoin 1 (Corny)	Témoin 2 (Dieulouard)	Témoin 3 (Liverdun)	p values
Métaux	Zn (µg/g)	**91 ± 16 ^{a}**	**44± 2 ^{b}**	**111 ± 21 ^{a}**	**31 ± 5 ^{b}**	**<10^{-3}**
	Cd (µg/g)	0.40 ± 0.12	0.48 ± 0.08	0.61 ± 0.21	0.56 ± 0.08	>0.05
Caractéristiques physiques	LMA (mg/cm²)	3.25 ± 0.22	3.85 ± 0.39	3.88 ± 0.35	4.00 ± 0.33	>0.05
	Déchirabilité (N/mm²)	**0.32 ± 0.07 ^{ab}**	**0.27 ± 0.02 ^{a}**	**0.37 ± 0.01 ^{b}**	**0.36 ± 0.02 ^{b}**	**<10^{-7}**
lignine / cellulose	Lignine (%)	14.6 ± 5.1	22.6 ± 4.8	21.0 ± 2.5	21.5 ± 1.1	>0.05
	Cellulose (%)	18.1 ± 2.7	18.5 ± 1.3	15.1 ± 1.9	13.2 ± 3.6	>0.05
	Fibre (%)	32.7 ± 7.6	39.4 ± 3.8	32.5 ± 6.2	29.3 ± 6.7	>0.05
	Matière Organique (%)	**93.2 ± 0.7 ^{a}**	**93.0 ± 0.4 ^{a}**	**93.7 ± 0.5 ^{a}**	**95.4 ± 0.2 ^{b}**	**<10^{-7}**
CNP	N (%)	**2.26 ± 0.06 ^{ac}**	**2.09 ± 0.05 a**	**2.69 ± 0.10 ^{b}**	**2.31 ± 0.04 ^{c}**	**<10^{-4}**
	C (%)	**47.05 ± 0.31 ^{a}**	**47.27 ± 0.58 ^{ab}**	**47.37 ± 0.53 ^{ab}**	**48.36 ± 0.30 ^{b}**	**0.0306**
	P (%)	**0.0747 ± 0.0042 ^{a}**	**0.0444 ± 0.0013 ^{b}**	**0.1103 ± 0.0090 ^{c}**	**0.0704 ± 0.0095 ^{a}**	**<10^{-3}**
	C:N	**17.8 ± 0.5 ^{a}**	**19.4 ± 0.6 ^{b}**	**15.1 ± 0.7 ^{c}**	**17.9 ±0.2 ^{a}**	**<10^{-4}**
	C:P	**244.2 ± 13.2 ^{a}**	**415.4 ± 11.4 ^{b}**	**167.1 ± 64.5 ^{c}**	**269.1 ± 35.8 ^{a}**	**<10^{-4}**
	Lignine:P	**196.8 ± 75.7 ^{a}**	**544.8 ± 145.1 ^{b}**	**192.2 ± 35.3 ^{a}**	**307.1 ± 27.5 ^{a}**	**<10^{-2}**
	N:P	**13.7 ± 0.4 ^{a}**	**21.1 ± 0.7 ^{b}**	**11.1 ± 1.1 ^{a}**	**15.0 ± 1.8 ^{a}**	**<10^{-3}**
	polyphénols (%)	**10.95 ± 1.10 ^{a}**	**7.25 ± 2.00 ^{b}**	**6.16 ± 0.54 ^{b}**	**11.67 ± 0.66 ^{a}**	**<10^{-2}**

Pour cette essence, la considération de la lignine à la place du carbone total dans les rapports C/P (pour lesquels les litières ne montrent pas de différences) modifie la tendance. Les feuilles de peuplier de Liverdun se distinguent des feuilles de Dieulouard par leur rapport lignine/P plus élevé (respectivement 224,7 et 109,9). Les rapports présentent des valeurs intermédiaires pour les deux autres sites (130,4 pour les feuilles de Pompey et 181,7 pour celles de Corny). Enfin, les rapports N/P regroupent les feuilles de peuplier de Pompey (4,7) et de Dieulouard (4,5). Leurs valeurs sont statistiquement intermédiaires entre Corny (2,8) et Liverdun (6,4).

D'autre part, les deux essences présentent des litières très différentes.

Les litières d'aulne, avec des moyennes de 16,2% de cellulose et 17,3% de lignine ont significativement moins de fibres que les litières de peuplier, contenant en moyenne pour les litières des 4 sites 19,3% de cellulose et 23,1% de lignine ($p<10^{-3}$ la lignine et p=0,0249 pour cellulose). Il est donc logique qu'elles soient moins dures que les feuilles de peuplier (déchirabilité, p=0,0410) et qu'elles présentent un moindre investissement de matière par unité de surface de feuille (LMA, p=0,002). De plus, les litières d'aulne présentent significativement plus de MO que celles du peuplier ($p<10^{-5}$) avec respectivement 93,8% et 90,8%.

Par ailleurs, les compositions en N, C et P varient. Les rapports C/N moyens des feuilles d'aulne (17,6) pour l'ensemble des sites sont significativement plus faibles que ceux des feuilles de tremble (32,8) ($p<10^{-3}$). Au contraire, pour les rapports C/P, lignine/P et N/P, les feuilles d'aulne ont des valeurs moyennes significativement plus élevées (respectivement 261,5, 288,1 et 14,1) que les feuilles de peuplier (respectivement (141,9, 161,6 et 32,8) ($p<10^{-4}$).

Enfin, il est à noter que l'analyse statistique de l'interaction entre polyphénols totaux et essence est significative ($p<10^{-3}$). Ceci traduit le fait que pour chaque site, les différences de concentrations en polyphénols caractérisant les litières d'aulne et peuplier ne sont pas les mêmes.

4.3 Dégradation des litières.

4.3.1 Pertes de masse.

4.3.1.1 Populus tremula.

L'analyse des différences de perte de masse moyenne des feuilles de peuplier (cf. figure 4) des sacs à litières récoltés 72 jours après leur dépôt sur le terrain (t_{72})

indique des pertes de masse significativement supérieures sur le site de Pompey, quelque soit l'origine des feuilles ($p<10^{-5}$). La moyenne à Pompey atteint 32% de masse perdue, contre environ 24% pour Corny et Dieulouard, et 27% pour Liverdun. Les pertes de masse à la deuxième date de prélèvement, 102 jours après le dépôt des sacs, t_{102}) ne confirment pas cette tendance. L'analyse statistique des covariances entre temps, origine des feuilles et site de dégradation (ANCOVA), permet tout de même d'observer des tendances. L'absence d'interaction significative entre temps et site de dégradation suggère des constantes de vitesse de dégradation similaires sur les différents sites. Les ordonnées à l'origine des modèles linéaires ne présentent pas non plus de différences significatives. Ceci semble infirmer la tendance profilée par les différences de pertes de masse à t_{72} sur les sites de dégradation.

Par ailleurs, les feuilles originaires de Pompey sont celles qui se sont dégradées le plus rapidement en moyenne sur l'ensemble des sites aussi bien pour t_{72} que pour t_{162} ($p<10^{-5}$). Ceci est confirmé par une interaction significative entre temps et origine des feuilles ($p<10^{-3}$) suggérant une constante de vitesse supérieure pour les feuilles originaires de Pompey, et donc une dégradation accélérée.

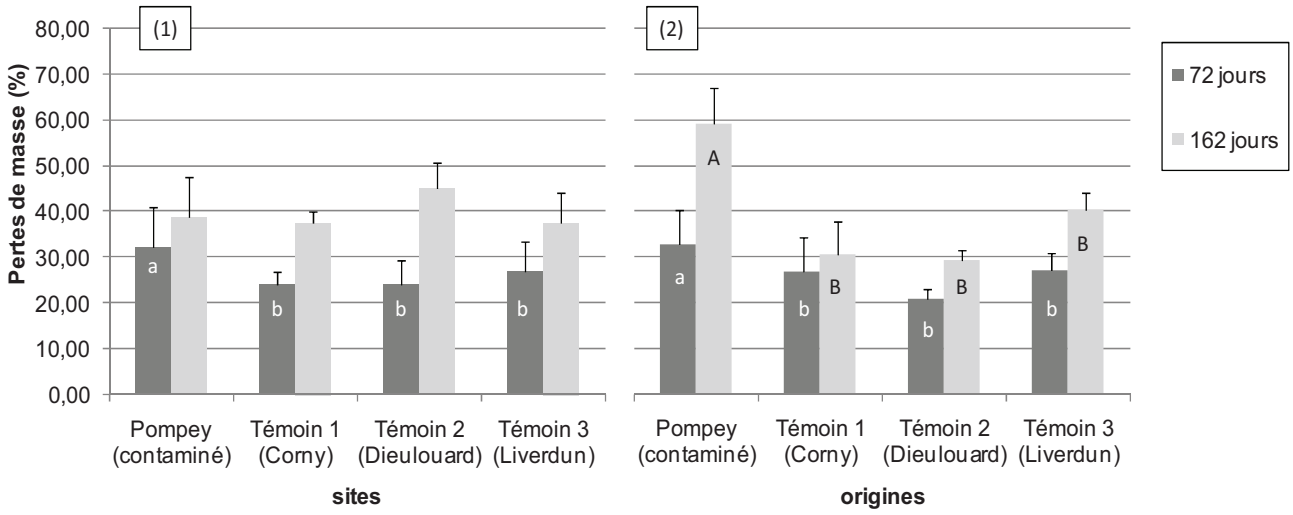


Figure 4. Pertes de masse des feuilles de *Populus tremula* en pourcentage de la masse initiale insérée dans les sacs à litière. Les dates de prélèvement t1 (72 jours) et t2 (102 jours) sont représentées pour : (1) : les stations de dégradation, et (2) les origines des feuilles. Les lettres représentent les groupes homogènes de Tukey, en minuscule pour t1 ; en majuscule pour t2.

4.3.1.2 Alnus glutinosa.

L'analyse des différences de perte de masse moyenne des feuilles d'aulne (cf. figure 5) des sacs à litières prélevées à t_{72} ne permet pas de différencier le site contaminé des sites témoins : les pertes de masse sur les sites de Pompey et de Corny, autour de 50%, sont significativement inférieures à celle des deux autres sites, sur lesquelles les pertes de masse moyennes sont proches de 70% ($p<10^{-6}$). Cette tendance ne semble que partiellement retrouvée à t_{102}. En effet, les pertes de masse sur le site de Dieulouard sont significativement plus élevées que sur les trois autres sites ($p<10^{-3}$). Le site de Liverdun présente des pertes de masse inférieures à ce qu'elles étaient à t_{72}. Enfin, à t_{162}, le profil est encore différent. La dégradation sur le site de Pompey est significativement inférieure à celles de Corny et Dieulouard. Le site de Liverdun est intermédiaire ($p<10^{-3}$) et semble ne pas avoir évolué depuis t_{72}, avec des moyennes de pertes de masse comprises entre 60 et 70 ± 10 % pour les trois dates de prélèvement.

L'analyse des différences entre les pertes de masse moyenne des feuilles d'aulne des quatre origines ne permet pas d'isoler les feuilles provenant du site contaminé. Aussi bien pour les feuilles récoltées à t_{72} qu'à t_{102}, les feuilles de Pompey et celles de Dieulouard ont perdu significativement plus de masse que celles provenant des deux autres sites ($p<10^{-9}$ et $p<10^{-3}$ respectivement pour t_{72} et t_{102}). Quant aux feuilles récoltées à t_{162}, aucune différence significative n'est visible ($p=0,109$).

Par ailleurs, l'analyse des cinétiques de dégradation des feuilles de chaque origine en fonction du temps d'une part, et de la dégradation des feuilles sur chaque site en fonction du temps d'autre part, se sont révélées significatives. Concernant les sites, les coefficients des droites de régression logarithmiques de la perte de masse en fonction du temps sont significatives ($p=0,009$). La dégradation à Corny semble la plus rapide. La constante de vitesse de dégradation à Liverdun apparait nulle. Quant à l'origine des feuilles, les droites de régression présentent des coefficients similaires mais des ordonnées à l'origine différentes ($p<10^{-8}$). Les ordonnées à l'origine supérieures pour les feuilles de Pompey et Dieulouard semblent indiquer des dégradations plus précoces que pour les feuilles des deux autres sites.

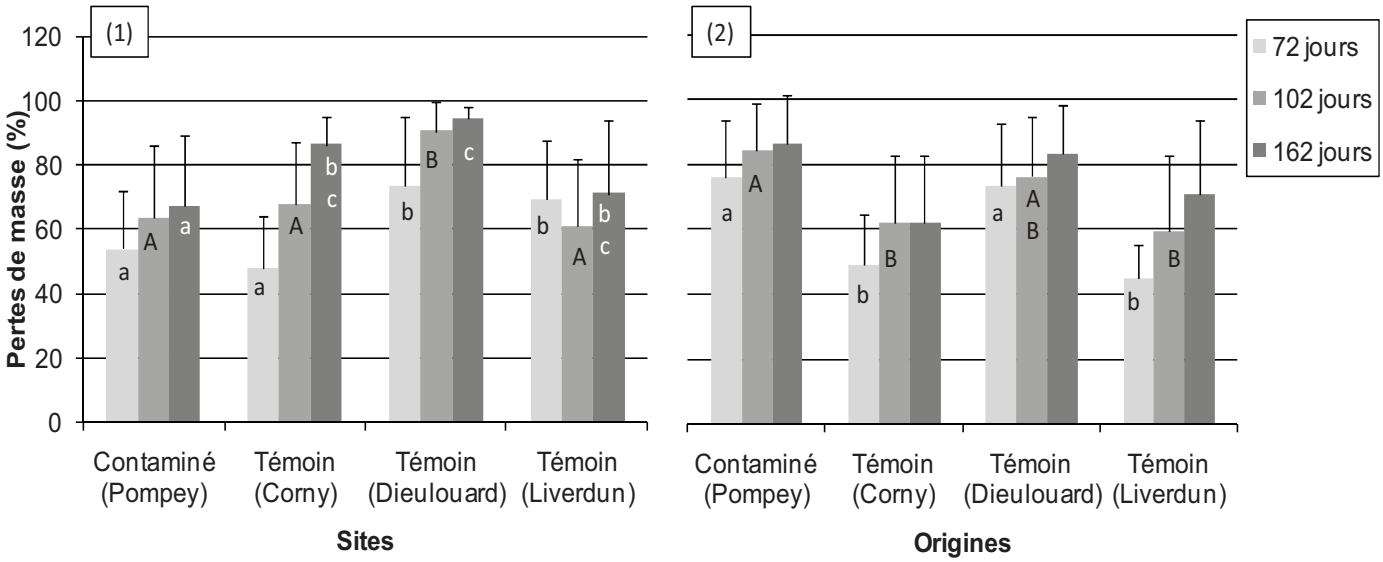


Figure 5. Pertes de masse des feuilles d'*Alnus glutinosa* en pourcentage de la masse initiale insérée dans les sacs à litière. Les dates de prélèvement t1 (72 jours), t2 (102 jours) et t3 (162 jours) sont représentées pour : (1) : les stations de dégradation, et (2) les origines des feuilles. Les lettres représentent les groupes homogènes de Tukey, en minuscule pour t_{72} ; en majuscule pour t_{102}, en blanc pour t_{162}.

D'autre part, il est intéressant de comparer les pertes de masse des deux essences. Seule la comparaison à t_{72} est possible, les dates de prélèvement ayant été différées par la suite. L'aulne avait, à cette date, perdu plus de masse que le peuplier ($p<10^{-14}$), les moyennes de pertes de masse de l'ensemble des feuilles des deux essences allant de 27,8% pour le peuplier à 61,1% pour l'aulne.

Enfin, il est intéressant de préciser que pour l'aulne comme pour le tremble, les analyses statistiques des interactions entre origine des litières et site de dégradation se sont révélées non significatives La dégradation des litières des 4 origines suit donc la même tendance sur les 4 sites de dégradation.

4.3.2 Lignine, cellulose et matière organique, t_{72}.

La lignine et la cellulose, ainsi que la quantité de matière organique ont été déterminées pour les échantillons de peuplier du premier prélèvement (t_{72}).

En considérant l'origine des feuilles, il est possible de suivre l'évolution des quantités de fibres, lignine, cellulose et matière organique entre t_0 et t_{72}. Les rapports lignine/cellulose (figure 6) augmentent significativement au cours du temps ($p<10^{-3}$). Par contre cette augmentation semble similaire pour les feuilles des 4 origines. Le

pourcentage de fibre augmente également en fonction du temps ($p<10^{-15}$), et cette fois l'évolution semble différente en fonction de l'origine des feuilles. La proportion de fibre a augmenté de manière plus importante pour les feuilles originaires de Corny que pour les feuilles des autres sites. Quant à la MO, il n'existe pas d'effet significatif du temps. Les pourcentages de MO dans les feuilles provenant des 4 sites n'ont donc en moyenne pas significativement évolué entre t_0 et t_{72}.

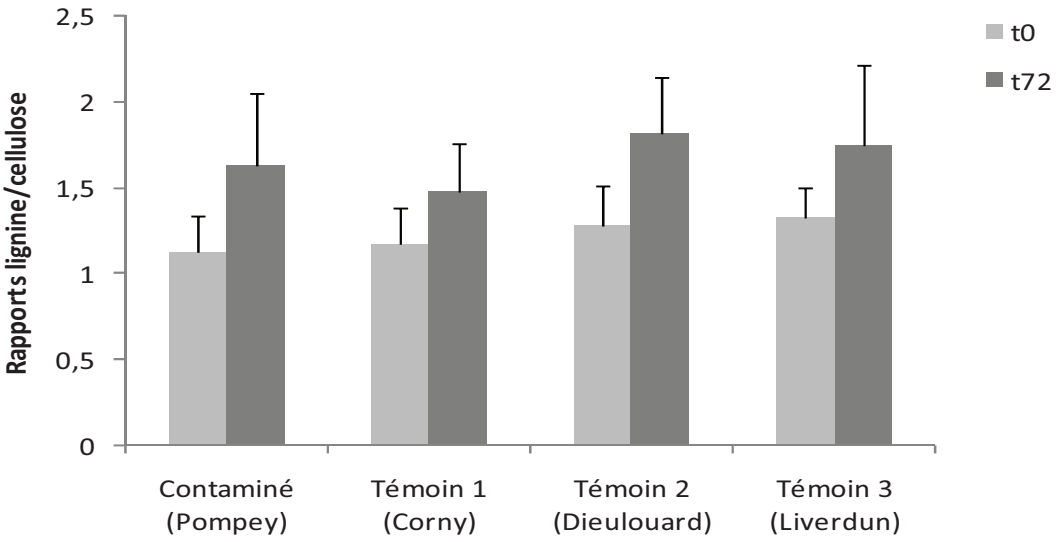


Figure 6. Evolution des rapports lignine/cellulose dans feuilles mortes de t_0 à t_{72}. .

4.3.2.1 Polyphénols, t_{72}.

En comparant les quantités de polyphénols totaux dans les litières des 4 origines, aucune différence n'est notable. Il s'avère cependant que ces quantités, toutes comprises entre 1 et 1,5%, on considérablement diminuée depuis t_0.

Par ailleurs, il existe une différence significative distinguant l'ensemble des feuilles en dégradation sur le site de Dieulouard des autres par leur plus haute teneur en polyphénols ($p<10^{-7}$). Cette quantité n'atteint toutefois pas 2,5%, ce qui reste très inférieur aux valeurs observées à t_0. Les quantités dans les feuilles en dégradation sur les 3 autres sites sont alentours de 0,75% (cf. figure 7).

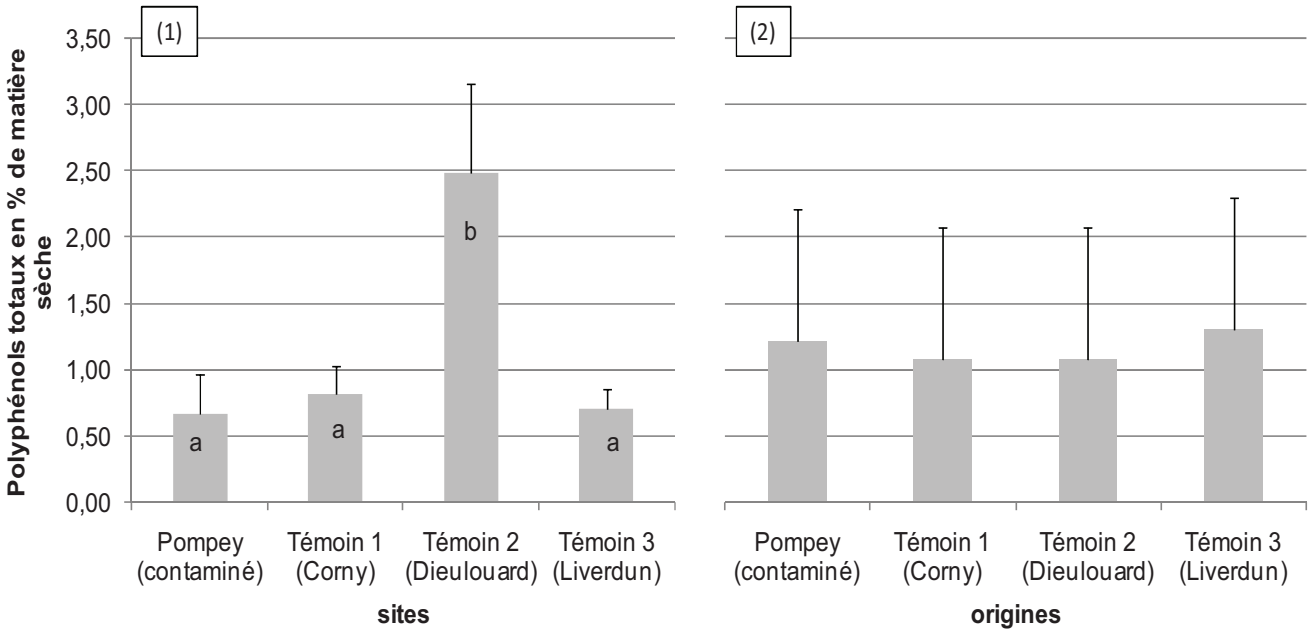


Figure 7. Polyphénols totaux à t_{72}. Moyennes sur les feuilles se dégradant sur les 4 stations (1) et sur les feuilles des différentes origines (2). Les lettres représentent les groupes homogènes de Tukey. Pas de différences significatives concernant les origines.

4.4 Ergostérol.

Les quantités de mycélium peuplant les litières de peuplier des 4 origines récoltées à t_{72} (cf. figure 8) divergent significativement (p=0,0214). Les feuilles de Pompey présentent une valeur (47,6 mg/g) supérieure à celle du site témoin de Dieulouard (30,0 mg/g). Avec leur valeur respective de 39,4 et 34,7 mg/g, les feuilles originaires de Corny et Liverdun ont des quantités de mycélium intermédiaires. Les moyennes calculées par site de dégradation ne présentent pas de différences statistiquement significatives. Les valeurs oscillent entre 30 et 40 mg/g, hormis pour Corny ou les litières atteignent en moyenne 45,9 mg de mycélium par grammes de feuille.

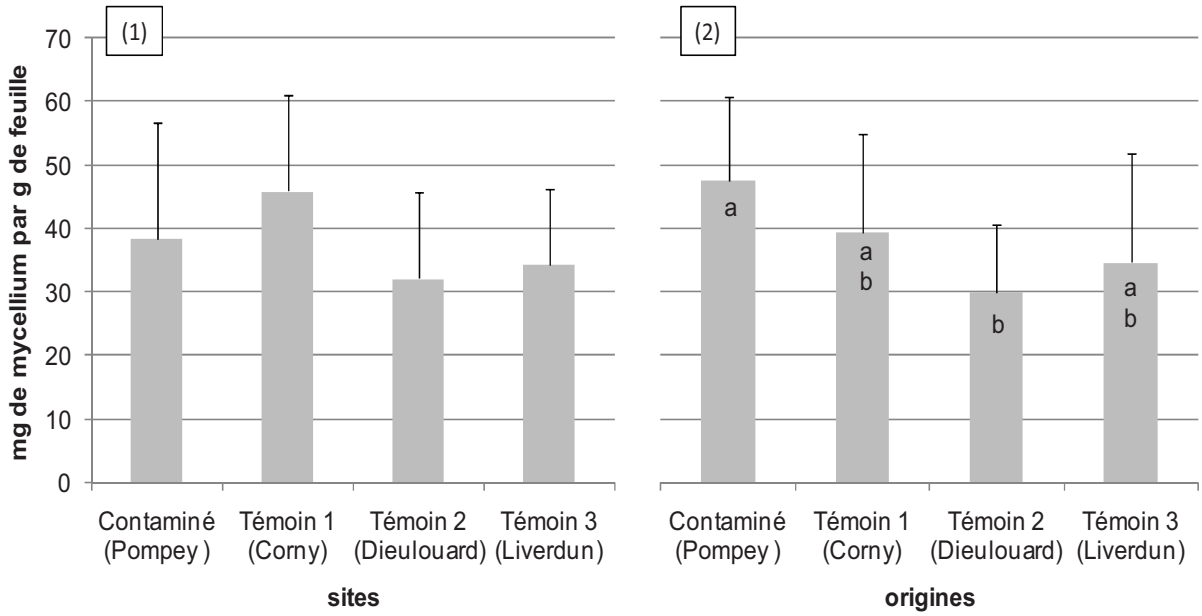


Figure 8. Masse de mycélium par unité de masse de feuilles pour les échantillons à t_{72}. (1) Moyennes par sites de dégradation. (2) Moyennes par origines des feuilles. Les lettres représentent les groupes homogènes de Tukey.

5 Discussion.

5.1 La communauté végétale de Pompey.

Malgré une pollution métallique intense du sol, une communauté assez proche de celle des sites témoins a su coloniser le site de Pompey. D'après Bruemmer *et al*. (1986), une immobilisation des métaux, qui est fonction des caractéristiques physico-chimique du sol (notamment le pH, la structure du sol), aurait pu être une explication à ce développement végétal. En effet, des métaux peu disponibles sont potentiellement moins toxiques pour les plantes. Mais comme le montre l'exemple du peuplier, les métaux (pour le moins le zinc et le cadmium) sont suffisamment disponibles pour permettre des transferts entre sol et plantes, et donc pour exercer leur toxicité sur le cortège végétal (Larcher, 1994). La structure très fine du sol, facilitant la mobilité des métaux, le laissait prévoir (Ernst 1996). Par contre, le pH alcalin du sol de Pompey et sa teneur relativement élevée en carbonates suggérait une relative immobilisation des métaux dans la phase solide du sol (Ernst 1996). Les concentrations en métaux dans le sol de Pompey sont telles que l'hypothèse d'une saturation de cette phase solide du sol peut être émise. Ce captage du zinc et du cadmium par le peuplier confirme par ailleurs les travaux de Durand *et al*.(2010), qui vont jusqu'à suggérer l'utilisation de cette essence en phytoextraction.

D'autre part, les nombreux travaux de Ernst (1976, 1992, 1996), sur l'adaptabilité des plantes à ce type de perturbation, ont montré que les taxons présentant le meilleur potentiel génétique pour croitre et survivre sur ce type de sol se trouvent parmi les herbacées. Et en effet, la grande majorité des sites hautement contaminés par des métaux lourds en Europe sont dépourvus d'espèces ligneuses (Turner, 1994 dans Pulford et Watson 2003). Force est de constater cependant que la plupart des espèces ligneuses retrouvées sur les sites témoins de la présente étude montrent une certaine capacité d'adaptation. Il semblerait en fait que les différents arbres, eux aussi, présentent des potentiels de résistance aux métaux différents, mais que le développement de ces adaptations est plus lent que pour les herbacées, dont les cycles de développement sont plus courts (Kirkey *et al*. 2012). En dépit de ces divergences interespèces, les essences dont le potentiel génétique de résistance est plus faible parviennent à se développer sur ces sols, notamment en réduisant leur taux de croissance (Pulford et Watson 2003). Il est à noter que parmi les essences d'arbres le bouleau blanc (*Betula alba*) semble montrer des capacités d'adaptation élevées (Kirkey *et al*. 2012). Cette adaptabilité élevée du génome de *Betula alba* pourrait expliquer sa dominance sur le site de Pompey, de par une augmentation de sa compétitivité en présence de métaux. Il n'existe cependant que peu d'études traitant de l'adaptabilité des espèces d'arbres aux métaux lourds (Pulford et Watson 2003). Pour confirmer cette hypothèse, il serait donc particulièrement intéressant de mener une étude comparative approfondie sur la croissance des arbres des 4 sites, et de déterminer quelles espèces croissent normalement (écotype adapté donc essence compétitive) et quelles espèces voient leur taux de croissance réduit sur sol pollué (pas d'écotype bien adapté, compétitivité diminuée).

5.2 Caractéristiques biochimiques et dégradation des litières.

D'une manière générale, aucun des paramètres de la constitution biochimique et physique mesurés dans cette étude ne montre de différence significative entre les litières de Pompey et celles des sites témoins. Il convient tout de même de souligner que l'observation des concentrations en métaux dans les feuilles mortes d'aulne et de peuplier confirme les résultats préliminaires. Seules les contenances en métaux (zinc et cadmium) des feuilles mortes de peuplier reflètent l'intensité de la

contamination métallique du sol. Ces concentrations en Zn et en Cd dans les feuilles mortes de peuplier sont donc les seuls éléments distinguant clairement les litières de Pompey. Cette observation mise à part, les différences existantes entre les litières des 4 sites sont comparables aux variations intraspécifiques observées sur des gradients climatiques et géographiques.

Les taux de carbone, d'azote et de phosphore dans les feuilles semblent être parmi les meilleurs facteurs de prédiction de la décomposition des litières (Enríquez *et al*. 1993). La mise en relief de la dégradation des litières d'aulne avec leurs compositions en C, N et P confirme l'implication de ces paramètres dans les processus de dégradation. Il est à noter en premier lieu que pour l'aulne, les feuilles des différentes origines ont déjà perdu plus de 45% de leur masse initiale, et même jusqu'à près de 75% pour les feuilles de Pompey et de Dieulouard. Cette vitesse de décomposition particulièrement élevée rend l'étude des cinétiques difficile. Les tendances observées à 72 jours du dépôt des sacs sur sites ne sont plus observables à 162 jours, ce qui est possiblement lié au fait que la quasi-totalité des feuilles d'un grand nombre de sacs à litières aient été consommée avant cette date. Dans ces conditions, la considération des seules pertes de masse après 72 jours, au centre du processus de dégradation semble pouvoir fournir des informations plus fiables. La plus lente dégradation des feuilles mortes de Corny est très bien corrélée à leurs rapports C/N et C/P, plus élevés que ceux des feuilles des autres sites. Les rapports plus faibles pour les feuilles de Dieulouard et Pompey justifient leur dégradation plus rapide. Les rapports des feuilles de Liverdun sont intermédiaires et tendent donc à prédire une dégradation plus rapide que pour les feuilles de Corny, ce qui est cohérent avec l'évolution de la dégradation des feuilles originaires de ces deux sites entre les prélèvements à 102 et à 162 jours. Pour le peuplier, par contre, ni les rapports C/N, ni les rapports C/P ne sont corrélés à la vitesse de dégradation. Des différences significatives et importantes existent mais n'expliquent pas la dégradation nettement plus rapide des feuilles de Pompey.

Par ailleurs, les quantités de lignine et de cellulose ne présentent pas de différences significatives entre les feuilles originaires des différents sites, ni pour l'aulne, ni pour le peuplier. Les divergences en quantité de fibres totales des litières de peuplier ne suivent par ailleurs pas la même tendance que leur déchirabilité. En dépit des observations de Gessner *et al*. (2010), les caractéristiques physiques des feuilles ne sont pas corrélées avec leur contenance en fibre. Et ces caractéristiques

ne sont pas en causes dans les différences de vitesse de dégradation des litières. Ceci pourrait être expliqué par la grande variabilité retrouvée entre les réplicas dans la mesure de la lignine et de la cellulose. Le relatif manque de précision de la méthode utilisée en est peut-être la cause. C'est par contre ce paramètre qui explique le plus simplement les différences dans les vitesses de dégradation des litières d'aulne et de peuplier. La litière d'aulne (34%), contenant moins de fibres, se dégrade en toute logique plus rapidement que la litière de peuplier (44%). Les résultats de la mesure de sa dureté, deux fois inférieure à celle du peuplier, abondent aussi dans ce sens (Gessner et Chauvet 1994; Cornwell *et al*. 2008).

D'autre part, la mise en relief des concentrations métalliques dans les feuilles mortes avec les pertes de masse moyennes calculées en fonction de l'origine des feuilles permet de souligner des éléments intéressants concernant l'influence de la contamination des feuilles sur leur propre dégradation.

Tout d'abord, les pertes de masse des litières des 4 origines à 72 jours suivent la même tendance que leurs concentrations en Zn. La contamination des feuilles par le Zn est corrélée positivement à leur dégradation, du moins pour la gamme de concentration considérée (de 30 à 110 µg/g pour Corny et Dieulouard respectivement). Quant au peuplier, la dégradation des feuilles originaires du site contaminé, Pompey, plus avancée que celles des autres sites, à 72 comme à 102 jours, est corrélée à leurs concentrations foliaires en Zn et Cd très supérieures. Ces teneurs dépassent d'ailleurs très largement les seuils de toxicité connus pour les décomposeurs et les détritivores (Giller, *et al*. 1998). Il est donc vraisemblable que cette meilleure dégradation soit le reflet d'une ou de plusieurs autres caractéristiques des feuilles de Pompey. Ces caractéristiques seraient tout à fait favorables à la dégradation des feuilles dont les consommateurs (décomposeurs et détritivores) auraient su développer une grande résistance à la contamination métallique, quelque soit le site considéré. De plus, la dégradation des litières de peuplier originaires des 3 sites témoins sont similaires, ce qui ne reflète pas les concentrations supérieures en Zn dans la litière de peuplier de Dieulouard, en comparaison à celles de Corny et Liverdun. Ce résultat semble appuyer l'hypothèse de l'absence d'effet direct de la forte présence de métaux dans les litières de peuplier sur leur dégradation (du moins pour le Zn).

Enfin, l'investigation sur les teneurs en polyphénols des litières des deux essences n'apporte pas non plus d'explication satisfaisante aux dynamiques de

dégradation observées. Pour l'aulne comme pour le peuplier, les concentrations en polyphénols totaux dans les litières des différents sites présentent des différences relativement importantes mais qui n'excédent pas les différences intraspécifiques reportées dans la littérature (Hättenschwiler et Vitousek 2000). De plus, ces concentrations dans les litières à t_0 ne sont visiblement pas corrélées aux pertes de masse. Par ailleurs, il est à noter que la teneur en polyphénols totaux dans les feuilles de peuplier a considérablement diminué dans les 72 premiers jours de dégradation. Elle n'excédait pas 0,80% à $t_{72,}$ sauf pour les feuilles en décomposition à Dieulouard, où elles atteignaient encore près de 2,5% de la masse sèche des litières. Une pluviométrie inférieure à Dieulouard au cours de ces 72 jours pourrait expliquer cette différence. Elle pourrait avoir diminué le phénomène de lessivage des polyphénols, important dans les deux premiers mois de la dégradation des litières de feuillus (dont le peuplier) (Kuiters et Sarink 1986). Ce lessivage n'empêche pas les polyphénols de jouer leurs rôles dans la dégradation des litières, puisqu'il a été observé dans plusieurs expérimentations que les concentrations en polyphénols totaux dans les litières montraient une corrélation négative avec les préférences nutritionnelles des décomposeurs et détritivores (Graça *et al*. 2005). Cependant, les travaux de synthèse de Hättenschwiler et Vitousek (2000) ont montré que ces rôles sont multiples et dépendent des composés considérés : différents composés phénoliques des litières, comme l'acide gallique, l'acide férulique ou les flavonoïdes, ont des effets opposés sur l'activité des microorganismes décomposeurs. La régulation de la synthèse de ces composés dans les plantes fait encore débat, mais il semble avéré que des facteurs abiotiques, aussi bien que les interactions interspécifiques (défense contre les herbivores par exemple) soient impliquées dans cette régulation. Tous les composés phénoliques ne semblent donc pas destinés à des rôles impliquant des relations interspécifiques tels que la dégradation des litières. Par exemple, la famille des tannins est d'un intérêt écologique particulier (Rosset 1982, Zucker 1983 dans Graças *et al*. 2005). Mais d'autres composés phénoliques, comme les flavonoïdes ou certains précurseurs de la lignine, présentent des propriétés antioxydantes (Sakihama *et al*. 2002). Or, la tolérance des plantes au stress métallique semble en grande partie dépendante de l'efficacité de leur système antioxydant (Dazy *et al*. 2008). Le rôle de ces composés phénoliques antioxydants pourrait être du ressort de la physiologie. Il est donc possible que les conditions auxquelles les végétaux ont du s'adapter à Pompey les aient poussé à réduire leur

production de polyphénols à rôles plutôt écologiques comme les tannins, au profit de composés phénoliques antioxydants, aux effets potentiellement différents dans les processus écologiques tels que la dégradation de la litière. Les résultats du dosage de l'ergostérol ne confirment que partiellement cette hypothèse, la quantité de mycélium dans les feuilles mortes de peuplier provenant de Pompey à 72 jours étant supérieure à celles des autres litières, mais pas de manière significative. Les champignons ne sont cependant pas les seuls organismes impliqués dans la dégradation des litières. Et les implications écologiques des polyphénols concernent aussi bien les champignons que les bactéries, les invertébrés et les vertébrés du réseau trophique (Rosset 1982, Zucker 1983 dans Graças *et al*. 2005). Toute la chaine trophique pourrait donc bénéficier, ou pâtir, de changements qualitatifs dans la composition des litières en polyphénols. Pour mieux comprendre les facteurs qui régissent la rapide décomposition des feuilles mortes de peuplier provenant de Pompey, une étude sur la composition fine en polyphénols dans les feuilles mortes des différents sites serait donc très intéressante.

5.3 Sites de dégradation et litières.

De manière générale, la dégradation des litières sur le site de Pompey ne diffère pas de celles des autres sites.

Manifestement, la structure du réseau trophique de Pompey permet le bon fonctionnement du processus écologique qu'est la dégradation de la litière. Deux hypothèses peuvent être formulées quant à cette structure.

La première suppose que les communautés de chaque niveau du réseau trophique se sont adaptées à leur milieu, soit par des modifications de la structure des communautés (sélection des taxons résistants pour les consommateurs primaires : bactéries, champignons), soit par des modifications physiologiques et/ou génétiques acquises sur plusieurs générations (consommateurs secondaires et tertiaires : détritivores, prédateurs).

La seconde implique le contrôle négatif descendant des niveaux trophiques supérieurs sur les populations de leurs proies : c'est la théorie des cascades trophiques de Carpenter et Kitchell (1993). Les niveaux trophiques supérieurs (consommateurs tertiaires et/ou secondaires) seraient négativement impactés par la contamination. Les prédateurs réguleraient donc moins (densité diminuée), voire plus

du tout (absence) le développement des communautés de leurs proies (détritivores). La biomasse de ces détritivores, bien que diminuée par la contamination du milieu, trouverait un niveau comparable à celui observé sur des sols non contaminés.

Les résultats des analyses de la diversité, de la densité et de l'activité de toutes les communautés du réseau trophique de l'écosystème de Pompey pourront donc s'avérer particulièrement intéressants. Ils pourront permettre de répondre au moins en partie à ces hypothèses.

6 Conclusion.

La contamination métallique multiple et importante du sol de Pompey n'induit pas de modifications profondes de la composition des litières produites par l'aulne et le peuplier tremble. La dégradation plus rapide de la litière de peuplier hautement contaminée reste inexpliquée. Cependant, des investigations sur l'analyse fine de la composition des feuilles mortes en polyphénols restent à mener.

La richesse végétale et la dégradation des litières sur ce site contaminé témoignent du bon fonctionnement global de l'écosystème. La moindre croissance des végétaux à échelle individuelle et une diminution de la richesse faunistique pourraient en être le coût.

Le site de Ban-la-Dame à Pompey est un écosystème tout à fait particulier, ne serait-ce que par son âge -au moins deux décennies (cf. annexe 2)-. L'importance du temps dans les processus d'adaptations des organismes au stress métallique rend donc difficile la généralisation de ces conclusions.

L'hypothèse suivante peut toutefois être émise : en milieu terrestre, la diversité du vivant semble pouvoir s'organiser pour former, à long terme, un écosystème fonctionnel malgré une forte contamination métallique du sol.

Cette organisation est le fruit d'interactions complexes entre les organismes d'une part, et entre les organismes et leur milieu d'autre part. Beaucoup de facteurs restent donc à étudier. Les études sur la structure des réseaux trophiques seront d'une aide précieuse pour comprendre ces adaptations. Une meilleure compréhension des mécanismes de résistance des organismes est aussi un enjeu important, notamment dans la mesure où ils impliquent des modifications des relations interspécifiques. L'étude approfondie de la composition phénolique des

litières et de leur composition biochimique fine sera aussi un pas vers la compréhension de ces modifications relationnelles.

Références bibliographiques

AFNOR, Eaux-methode d'essais, 4e ed., Paris, AFNOR, **1990**, 145p

Bååth, E. **1989**. « Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review) ». *Water, Air, & Soil Pollution* 47 (3): 335-379. doi:10.1007/BF00279331.

Bärlocher F., Canhoto C, Graca MaS. **2006** « Fungal colonization of alder and eucalypt leaves in two steams in Central Portugal ». *Archiv für Hydrobiologie* 133 (4): 457-470.

Bärlocher F, Philip T, et Stephen C. **1989**. « Formation of phenol-protein complexes and their use by two stream invertebrates ». *Hydrobiologia* 173 (3): 243-249. doi:10.1007/BF00008971.

Bauer N., Blaschke U, Beutler E, Gross EM, Jenett-Siems K, Siems K, et Hilt S. **2009**. « Seasonal and interannual dynamics of polyphenols in Myriophyllum verticillatum and their allelopathic activity on Anabaena variabilis ». *Aquatic Botany* 91 (2) 110-116. doi:10.1016/j.aquabot.2009.03.005.

Berg B, Ekbohm G, Soderstrom B, et Staaf H. **1991**. « Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution ». *Water, Air, and Soil Pollution* 59 (1-2). doi:10.1007/BF00283179.

Boer W, Folman L, Summerbell R, et Boddy L. **2005**. « Living in a Fungal World: Impact of Fungi on Soil Bacterial Niche Development⋆ ». *FEMS Microbiology Reviews* 29 (4): 795–811. doi:10.1016/j.femsre.2004.11.005.

Bruemmer GW., Gerth N, et Herms U. **1986**. « Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils ». *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde* 149 (4): 382–398. doi:10.1002/jpln.19861490404.

Cloutier-Hurteau B, Sauvé S, et Courchesne F. **2008**. « Influence of microorganisms on Cu speciation in the rhizosphere of forest soils ». *Soil Biology and Biochemistry* 40 (9) (septembre): 2441-2451. doi:10.1016/j.soilbio.2008.06.006.

Cornelissen JHC., Pérez harguindeguy N, Díaz S, Grime JP, Marzano B, Cabido M, Vendramini F, et Cerabolini B. **1999**. « Leaf Structure and Defence Control Litter Decomposition Rate Across Species and Life Forms in Regional Floras on Two Continents ». *New Phytologist* 143 (1) 191-200. doi:10.1046/j.1469-8137.1999.00430.x.

Cornwell WK., Cornelissen JHC, Amatangelo K, Dorrepaal E, Eviner V, Godoy O, Hobbie S, *et al*. **2008**. « Plant Species Traits Are the Predominant Control on Litter Decomposition Rates Within Biomes Worldwide ». *Ecology Letters* 11 (10): 1065–1071. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x.

Dallinger R., Prosi F, Segner H, et Back H. **1987**. « Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research ». *Oecologia* 73 (1): 91-98. doi:10.1007/BF00376982.

Dazy M, Jung V, Férard JF, et Masfaraud JF. **2008**. « Ecological recovery of vegetation on a coke-factory soil: Role of plant antioxidant enzymes and possible implications in site restoration ». *Chemosphere* 74 (1): 57-63. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.09.014.

Dazy M, Jung V, Férard JF, et Masfaraud JF **2009**. « Induction of oxidative stress biomarkers associated with heavy metal stress in Fontinalis antipyretica Hedw. » *Chemosphere* 75 (3) (avril): 297-302. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.12.045.

Durand TC., Hausman JF, Carpin S, Alberic P, Baillif P, Label P, et Morabito D. **2010**. « Zinc and cadmium effects on growth and ion distribution in Populus tremula × Populus alba ». *Biologia Plantarum* 54 (1): 191-194. doi:10.1007/s10535-010-0033-z.

Enríquez S, Duarte C, et Sand-Jensen K. **1993**. « Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content ». *Oecologia* 94 (4): 457-471. doi:10.1007/BF00566960.

Ernst WHO. **1996**. « Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants ». *Applied Geochemistry* 11 (1-2): 163-167. doi:10.1016/0883-2927(95)00040-2.

Frostegård, Å, Tunlid A, et Bååth E. **1993**. « Phospholipid Fatty Acid Composition, Biomass, and Activity of Microbial Communities from Two Soil Types Experimentally Exposed to Different Heavy Metals ». *Applied and Environmental Microbiology* 59 (11): 3605-3617.

Gessner MO., et Chauvet E. **1994**. « Importance of Stream Microfungi in Controlling Breakdown Rates of Leaf Litter ». *Ecology* 75 (6): 1807-1817. doi:10.2307/1939639.

Gessner MO., Swan CM, Dang C, McKie B, Bardgett C, Wall D, et Hättenschwiler S. **2010**. « Diversity meets decomposition ». *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6): 372-380. doi:10.1016/j.tree.2010.01.010.

Gessner MO., Thomas M, Jean-Louis AM, et Chauvet E. **1993**. « Stable successional patterns of aquatic hyphomycetes on leaves decaying in a summer cool stream ». *Mycological Research* 97 (2) : 163-172. doi:10.1016/S0953-7562(09)80238-4.

Gestel V, Cornelis AM. **2008**. « Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils ». *Science of The Total Environment* 406 (3): 385-395. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.05.050.

Giller KE, Witter E, et Mcgrath S. **1998**. « Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review ». *Soil Biology and Biochemistry* 30 (10-11): 1389-1414. doi:10.1016/S0038-0717(97)00270-8.

Graças, MaS, Bärlocher F, et Gessner MO. **2005**. *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. Springer.

Gross EM, Meyer H, et Schilling G. **1996**. « Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in Myriophyllum spicatum ». *Phytochemistry* 41 (1): 133-138. doi:10.1016/0031-9422(95)00598-6.

Harrison AF. **1971**. « The inhibitory effect of oak leaf litter tannins on the growth of fungi, in relation to litter decomposition ». *Soil Biology and Biochemistry* 3 (3): 167-172. doi:10.1016/0038-0717(71)90011-3.

Hättenschwiler S, Coq S, Barantal S, et Handa IT. **2011**. « Leaf Traits and Decomposition in Tropical Rainforests: Revisiting Some Commonly Held Views and Towards a New Hypothesis ». *New Phytologist* 189 (4): 950-965. doi:10.1111/j.1469-8137.2010.03483.x.

Hättenschwiler S, et Vitousek PM. **2000.** « The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling ». *Trends in Ecology & Evolution* 15 (6): 238-243. doi:10.1016/S0169-5347(00)01861-9.

Kandil FE., Grace MH, Seigler DS, et Cheeseman JM. **2004**. « Polyphenolics in Rhizophora mangle L. leaves and their changes during leaf development and senescence ». *Trees* 18 (5) doi:10.1007/s00468-004-0337-8

Kirkey FM, Matthews J, et Ryser P. **2012**. « Metal resistance in populations of red maple (Acer rubrum L.) and white birch (Betula papyrifera Marsh.) from a metal-contaminated region and neighbouring non-contaminated regions ». *Environmental Pollution* 164 (0): 53-58. doi:10.1016/j.envpol.2012.01.012.

Kraal H., et Ernst W. **1976**. « Influence of copper high tension lines on plants and soils ». *Environmental Pollution (1970)* 11 (2): 131-135. doi:10.1016/0013-9327(76)90025-2.

Kuiters AT., et Mulder W. 1992. « Gel permeation chromatography and Cu-binding of

water-soluble organic substances from litter and humus layers of forest soils ». *Geoderma* 52 (1–2): 1-15. doi:10.1016/0016-7061(92)90071-E.

Kuiters AT., et Sarink HM. **1986**. « Leaching of phenolic compounds from leaf and needle litter of several deciduous and coniferous trees ». *Soil Biology and Biochemistry* 18 (5): 475-480. doi:10.1016/0038-0717(86)90003-9.

Larcher W, **1994**. Physiological Plant Ecology, Springer USA.

Lill JT, et Marquis RJ. **2001**. « The effects of leaf quality on herbivore performance and attack from natural enemies ». *Oecologia* 126 (3): 418-428. doi:10.1007/s004420000557.

Mench M, Vangronsveld J, Didier V, et Clijsters H. 1994. « Evaluation of metal mobility, plant availability and immobilization by chemical agents in a limed-silty soil ». *Environmental Pollution* 86 (3): 279-286. doi:10.1016/0269-7491(94)90168-6.

Nahmani J, et Lavelle P. **2002**. « Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France ». *European Journal of Soil Biology* 38 (3–4): 297-300. doi:10.1016/S1164-5563(02)01169-X.

Posthuma L, et Van Straalen NM. **1993**. « Heavy-metal adaptation in terrestrial invertebrates: A review of occurrence, genetics, physiology and ecological consequences ». *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology* 106 (1): 11-38. doi:10.1016/0742-8413(93)90251-F.

Pulford ID et Watson C. **2003**. « Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review ». *Environment International* 29 (4): 529-540. doi:10.1016/S0160-4120(02)00152-6.

Sakihama Y, Cohen MF, Grace SC, et Yamasaki I. **2002**. « Plant phenolic antioxidant and prooxidant activities: phenolics-induced oxidative damage mediated by metals in plants ». *Toxicology* 177 (1): 67-80. doi:10.1016/S0300-483X(02)00196-8.

Schmidt, Ulrich. **2003**. « Enhancing Phytoextraction ». *Journal of Environment Quality* 32 (6): 1939. doi:10.2134/jeq2003.1939.

Schwartz C. **1999**. « Rehabilitation of urban soils: interest of the biological approach, Rehabilitation des sols urbains: interet de la voie biologique ». *Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France* v. 85(2) p. 159-169. http://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=1999/FR/FR99008.xml;FR1999002617.

Strojan CL. **1978**. « Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter ». *Oecologia* 32 (2): 203-212. doi:10.1007/BF00366072.

Wang YP, Shi JY, Wang H, Lin Q, Chen XC, et Chen YX. **2007**. « The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67 (1): 75-81. doi:10.1016/j.ecoenv.2006.03.007.

Annexes.

Annexe 1 : Liste des espèces végétales par strate pour chaque site. A
Annexe 2 : Datation de la communauté arborescente du site de Pompey D

Annexe 1 : Liste des espèces végétales par strate pour chaque site.

Signification des indices : « + », un à quelques individus. « 1 », 1 à 5% du couvert végétal. « 2 », 5 à 25%. « 3 », 25 à 50%. « 4 », 50 à 75%. « 5 », plus de 75%. Les indices entre parenthèses on la même signification mais pour des espèces retrouvées en limite des zones d'étude. Les cases en jaune indiquent l'absence de l'espèce dans la strate correspondante.

P : site contaminé, Pompey ; T3 : site témoin 3, Liverdun ; T2, site témoin 2, Dieulouard ; T1, site témoin 1, Corny.

* : arbres retrouvés dans la strate herbacée à l'état de jeune pousse.

Les pourcentages de recouvrement sont indiqués en regard du nom de chaque strate.

Espèce	Nom vernaculaire	Famille	P	T3	T2	T1
strate arborescente			**40%**	**30%**	**60%**	**20%**
Abies alba	sapin	*Pinaceae*		+		
Acer campestre	erable champetre	*Sapindaceae*		1		
Acer platanoides	erable plane	*Sapindaceae*			1	
Acer pseudoplatanus	erable sycomore	*Sapindaceae*		2	1	
Aesculus hippocastanum	marronnier d'inde	*Sapindaceae*		+		
Alnus glutinosa	aulne glutineux	*Betulaceae*	+	1		2
Betula alba	bouleau verruqueux	*Betulaceae*	3			+
Carpinus betulus	charme	*Betulaceae*	2			
Fraxinus excelsior	frene eleve	*Oleaceae*	1	2	1	1
Picea abies	epicea	*Pinaceae*	+			
Populus tremula	peuplier tremble	*Salicaceae*	2	2	3	+
Prunus avium	merisier	*Rosaceae*		+	+	+
Quercus petraea et robur	chene sessile et pedoncule	*Fagaceae*	1	1	+	
Salix alba	saule blanc	*Salicaceae*				+
Tilia cordata	tilleul	*Malvaceae*	1	+		
nombre d'espèces : 15			**8**	**10**	**6**	**6**
strate arbustive			**20%**	**50%**	**40%**	**60%**
Abies alba	sapin	*Pinaceae*		1		
Acer campestre	erable champetre	*Sapindaceae*		2		
Acer platanoides	erable plane	*Sapindaceae*	1	1		
Acer pseudoplatanus	erable sycomore	*Sapindaceae*	1	2	+	
Aesculus hippocastanum	marronnier d'inde	*Sapindaceae*		1		
Carpinus betulus	charme	*Betulaceae*		1		
Cornus sanguinea	cornouiller sanguin	*Cornaceae*	2	+	+	3
Corylus avellana	noisetier	*Betulaceae*	(+)	1		
Crataegus monogyna	aubepine	*Rosaceae*	1	1	1	2
Euonymus europeaus	fusain d'europe	*Celastraceae*	1	1	2	
Fagus sylvatica	hetre	*Fagaceae*	(+)	+		
Fraxinus excelsior	frene eleve	*Oleaceae*		+		
Humulus lupulus	houblon	*Canabnaceae*	+			+
Lonicera xylosteum	chevrefeuille des haies	*Caprifoliaceae*		+		
Prunus avium	merisier	*Rosaceae*	1		+	1
Prunus spinosa	prunelier	*Rosaceae*		+	2	

Espèce	Nom vernaculaire	Famille	P	T3	T2	T1
Quercus petraea et robur	chene sessile et pedoncule	*Fagaceae*	1	+	+	
Rosa arvensis	rosier des champs	*Rosaceae*			+	
Salix sp	saule (pourpre)	*Salicaceae*			+	
Salix alba	saule blanc	*Salicaceae*				+
Sambucus nigra	sureau noir	*Adoxaceae*	1	1		
Sorbus torminalis	alisier des bois	*Rosaceae*	(+)			
Tilia platyphyllos	tilleul	*Tiliaceae*		1		
Ulmus campestris	orme	*Ulmaceae*	+			
nombre d'espèces : 24			**13**	**17**	**9**	**5**
strate herbacée			**80%**	**80%**	**80%**	**60%**
*Abies alba**	sapin	*Pinaceae*		+		
*Acer pseudoplatanus**	erable sycomore	*Sapindaceae*		1		+
Adoxa moschatellina	moschatelline	*Adoxaceae*		1		
Aegopodium podagraria	podagraire	*Apiaceae*		1	+	
Ajuga reptans	bugle rampante	*Lamiaceae*				+
Alliaria officinalis	alliaire officinale	*Brassicaceae*	1	1		
Anemone nemorosa	anemone des bois	*Ranunculaceae*		1		
Angelica sylvestris	angelique des bois	*Apiaceae*	+	+	1	
Anthriscus sylvestris	cerfeuil des bois	*Apiaceae*		+		
Arum maculatum	arum tachete	*Araceae*		+	+	
Brachypodium sylvaticum	brachipode des bois	*Poaceae*		+		+
Carex sylvatica	laiche des bois	*Cyperaceae*		+		+
Carpinus betulus	charme	*Betulaceae*	+	+		
Chaerophyllum temulum	cerfeuil penche	*Apiaceae*		+		
Circaea lutetiana	circee de paris	*Onagraceae*				+
Clematis vitalba	clematite	*Ranunculaceae*				1
*Cornus sanguinea**	cornouiller sanguin	*Cornaceae*				1
Crataegus monogyna	aubepine	*Rosaceae*	1			+
Dactylis glomerata	dactyle agglomere	*Poaceae*	+		+	
Epipactis sp	epipactis	*Orchidaceae*	(+)			+
Equisetum arvense	prele des champs	*Equisetaceae*			(+)	+
Euonymus europaeus	fusain d'europe	*Celastraceae*	1			
Eurhynchium striatum	eurhynchium	*Bryophyta*	1	1	1	2
Ficaria verna	ficaire	*Ranunculaceae*	1	1	1	+
Filipendula ulmaria	reine des pres	*Rosaceae*			(+)	
Fraxinus excelsior	frene eleve	*Oleaceae*				1
Galeopsis sp		*Lamiaceae*	+	+		
Galium aparine	gallier grateron	*Rubiaceae*	2	1	1	1
Geranium robertianum	herbe a robert	*Geraniaceae*	+	1		
Geum urbanum	benoite	*Rosaceae*	2	1	1	+
Glechoma hederacea	lierre terrestre	*Lamiaceae*	1	2	3	
Hedera helix	lierre grimpant	*Araliaceae*	1	1	1	2
Heracleum sphondylium	grande berce	*Apiaceae*		+	+	
Hieracium sp		*Asteraceae*	(+)			
Ilex aquifolium	houx	*Aquifoliaceae*	(+)			
Iris pseudacorus	iris des marais	*Iridaceae*			+	
Lactuca perennis	laitue perenne	*Asteraceae*	+			
Lamium album	lamier blanc	*Lamiaceae*		+		

B

Espèce	Nom vernaculaire	Famille	P	T3	T2	T1
Lamium galeobdolon	lamier jaune	*Lamiaceae*	1	1		
Lamium maculatum	lamier tachete	*Lamiaceae*	1			
Listera ovata	listere a feuilles ovales	*Orchidaceae*	1			
Lysimachia vulgaris	lysimaque commune	*Primulaceae*			(+)	
Melandrium rubrum	compagnon rouge	*Caryophyllaceae*		1		
Milium effusum	millet diffus	*Poaceae*		1		
Mnium undulatum	mnium	*Bryophyta (Mniaceae)*		+		
ni *poa* ni *milium*		*Poaceae*			+	
Parthenocissus quinquefolia	vigne vierge	*Vitaceae*	1			
Picea abies	epicea	*Pinaceae*	+			
Poa trivialis	paturin commun	*Poaceae*			1	+
Polygonatum multiflorum	sceau de salomon	*Liliaceae*		+		
Populus tremula	peuplier tremble	*Salicaceae*			+	+
Primula elatior	primevere elevee	*Primulaceae*		+		+
Prunus avium	merisier	*Rosaceae*	1			+
Prunus spinosa	prunelier	*Rosaceae*	+		+	+
Pulmonaria obscura	pulmonaire a fleurs sombres	*Boraginaceae*		1		
Quercus petraea et robur	chene sessile et pedoncule	*Fagaceae*			+	
Ribes rubrum	groseillier	*Grossulariaceae*	+			+
Rosa arvensis	rosier des champs	*Rosaceae*				+
Rubus caesius	ronce bleue	*Rosaceae*	2	1	1	1
Rubus fruticosus	ronce commune	*Rosaceae*	2	+	1	1
Stachys sylvatica	epiaire des bois	*Lamiaceae*		2	1	
Stellaria holostea	stellaire holostee	*Caryophyllaceae*		1		
Symphytum officinale	grande consoude	*Boraginaceae*			+	
Taraxacum sp	pissenlit	*Asteraceae*				+
Urtica dioica	ortie dioique	*Urticaceae*	2	1	1	
Veronica hederifolia	veronique a feuilles de lierre	*Plantaginaceae*	2	+	1	
Vicia sepium	vesce sauvage	*Fabaceae*		+	(+)	
Viola hirta	violette herissee	*Violaceae*	+			1
nombre d'espèces : 68			**31**	**37**	**27**	**27**
		Total: 43 familles				
Total: 83 espèces			**46**	**54**	**36**	**31**

Annexe 2 : Datation de la communauté arborescente du site de Pompey.

Le 18 juin 2012, des carottes ont été prélevées dans certains des individus de la communauté arborescente de Pompey. 16 carottes ont été prélevées, réparties sur 10 essences. Une carotte a été prélevée sur chacun des 16 arbres à l'aide d'une tarière de 0,5 cm de diamètre. Le trou laissé par le prélèvement a ensuite été rebouché à l'aide de mastique.

Cette étude n'a pas pu être reproduite sur les sites témoins fautes d'autorisations.

Les robiniers à Pompey, très présents en bordure de site, le long de la route, ne figurent pas dans l'inventaire car ils ont vraisemblablement été plantés dans le but de masquer le site contaminé.

Le tableau suivant présente le nombre de cernes comptés sur chaque carotte, correspondant à l'âge de l'arbre.

Essence	Nom latin	Age
charme	*Carpinus betulus*	21
charme	*Carpinus betulus*	21
charme	*Carpinus betulus*	23
chêne	*Quercus robur (ou petraea)*	38
bouleau véruqueux	*Betula alba*	15
bouleau véruqueux	*Betula alba*	16
bouleau véruqueux	*Betula alba*	21
tilleul	*Tilia cordata*	31
peuplier tremble	*Populus tremula*	19
peuplier tremble	*Populus tremula*	21
peuplier tremble	*Populus tremula*	20
aulne	*Alnus glutinosa*	21
frêne	*Fraxinus excelsior*	18
merisier	*Prunus avium*	26
hêtre	*Fagus sylvatica*	31
robinier	*Robinia pseudoacacia*	21

Le chêne, plus vieux représentant de la communauté arborescente, indique que les activités se sont arrêtées sur le bassin de décantation de Ban-la-Dame il y a près de 40 ans. L'âge des essences dominantes (bouleau verruqueux, peuplier tremble) est de 18 ans. La succession actuelle a proprement parlé a probablement pris place à cette époque.

Résumé

Le but de cette thèse est d'étudier le fonctionnement d'un écosystème forestier développé sur une friche industrielle : le bassin de décantation de l'ancienne usine sidérurgique de Pompey (Lorraine, France), en le comparant à trois sites témoins. Le site étudié est hautement contaminé par des métaux lourds (Zn, Pb, Cd principalement). En particulier, deux hypothèses ont été testées : 1) la contamination métallique du sol induit des transferts vers les feuilles des arbres et des modifications biochimiques des litières, et 2) cette contamination a des répercussions directes ou indirectes sur la dégradation des litières.

Ni la communauté végétale du site contaminé, ni la composition biochimique des litières produites sur site pollué ne montrent de différences significatives avec les sites témoins. En revanche, la dégradation des litières, étudiée dans une expérimentation croisant origine des litières et site de dégradation a montré des différences significatives entre sites. La dégradation de la litière de *Populus tremula* produite sur site pollué s'est montrée significativement plus rapide que celle des litières témoins. Par contre, la dégradation des litières sur le site pollué est similaire aux dégradations observées sur les sites témoins, toutes origines confondues. Ces résultats contrintuitifs pourraient être en partie la conséquence de modifications de la structure des communautés faunistiques et microbiennes impliquées dans la dégradation des litières. Des études parallèles au sujet de cette thèse sont en cours pour répondre à cette hypothèse.

Mots clés : friche industrielle, métaux lourds, écosystème forestier, structure des communautés, composition des litières, dégradation des litières.