



HAL
open science

Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention : caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé

Muriel Saulais

► **To cite this version:**

Muriel Saulais. Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention : caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé. Autre. INSA de Lyon, 2011. Français. NNT : 2011ISAL0116 . tel-00715802

HAL Id: tel-00715802

<https://theses.hal.science/tel-00715802>

Submitted on 9 Jul 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.

Thèse

Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention

*Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques
physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé*

Présentée devant
L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

Pour obtenir
Le grade de docteur

Formation doctorale :
École doctorale : Chimie de Lyon (chimie, procédés, environnement)
Spécialité : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain

Par
Muriel SAULAIS

Soutenue le 15 novembre 2011 devant la Commission d'examen

Jury composé de :

| | | |
|---------------------|-------------|--|
| | S. BARRAUD | Membre invité (LGCIE, INSA de Lyon) |
| Directeur de thèse | J.P. BEDELL | Chargé de recherche (LEHNA, ENTPE) |
| Directrice de thèse | C. DELOLME | IDTPE (LEHNA, ENTPE) |
| | O. FAURE | Maître de conférences (Dpt SPIN, ENSMSE) |
| Président du jury | R. GOURDON | Professeur (LGCIE, INSA de Lyon) |
| Rapporteur | C. KELLER | Professeur (CEREGE, Université. AIX-MARSEILLE III) |
| Rapporteur | C. SCHWARTZ | Professeur (LSE, ENSAIA) |
| | E. SIBEUD | Membre invité (GRAND LYON) |

Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés

INSA Direction de la Recherche - Ecoles Doctorales – Quinquennal 2011-2015

| SIGLE | ECOLE DOCTORALE | NOM ET COORDONNEES DU RESPONSABLE |
|------------------|---|--|
| CHIMIE | CHIMIE DE LYON http://www.edchimie-lyon.fr Insa : R. GOURDON | M. Jean Marc LANCELIN Université de Lyon – Collège Doctoral Bât ESCPE 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72.43 13 95 directeur@edchimie-lyon.fr |
| E.E.A. | ELECTRONIQUE, ELECTROTECHNIQUE, AUTOMATIQUE http://edeea.ec-lyon.fr Secrétariat : M.C. HAVGOUDOUKIAN eea@ec-lyon.fr | M. Gérard SCORLETTI Ecole Centrale de Lyon 36 avenue Guy de Collongue 69134 ECULLY Tél : 04.72.18 60 97 Fax : 04 78 43 37 17 Gerard.scorletti@ec-lyon.fr |
| E2M2 | EVOLUTION, ECOSYSTEME, MICROBIOLOGIE, MODELISATION http://e2m2.universite-lyon.fr Insa : H. CHARLES | Mme Gudrun BORNETTE CNRS UMR 5023 LEHNA Université Claude Bernard Lyon 1 Bât Forel 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cédex Tél : 04.72.43.12.94 e2m2@biomserv.univ-lyon1.fr |
| EDISS | INTERDISCIPLINAIRE SCIENCES-SANTE http://ww2.ibcp.fr/ediss Sec : Safia AIT CHALAL Insa : M. LAGARDE | M. Didier REVEL Hôpital Louis Pradel Bâtiment Central 28 Avenue Doyen Lépine 69677 BRON Tél : 04.72.68 49 09 Fax :04 72 35 49 16 Didier.revel@creatis.uni-lyon1.fr |
| INFOMATHS | INFORMATIQUE ET MATHEMATIQUES http://infomaths.univ-lyon1.fr | M. Johannes KELLENDONK Université Claude Bernard Lyon 1 INFOMATHS Bâtiment Braconnier 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72. 44.82.94 Fax 04 72 43 16 87 infomaths@univ-lyon1.fr |
| Matériaux | MATERIAUX DE LYON Secrétariat : M. LABOUNE PM : 71.70 –Fax : 87.12 Bat. Saint Exupéry Ed.materiaux@insa-lyon.fr | M. Jean-Yves BUFFIERE INSA de Lyon MATEIS Bâtiment Saint Exupéry 7 avenue Jean Capelle 69621 VILLEURBANNE Cédex Tél : 04.72.43 83 18 Fax 04 72 43 85 28 Jean-yves.buffiere@insa-lyon.fr |
| MEGA | MECANIQUE, ENERGETIQUE, GENIE CIVIL, ACOUSTIQUE Secrétariat : M. LABOUNE PM : 71.70 –Fax : 87.12 Bat. Saint Exupéry mega@insa-lyon.fr | M. Philippe BOISSE INSA de Lyon Laboratoire LAMCOS Bâtiment Jacquard 25 bis avenue Jean Capelle 69621 VILLEURBANNE Cedex Tél :04.72.43.71.70 Fax : 04 72 43 72 37 Philippe.boisse@insa-lyon.fr |
| ScSo | ScSo* M. OBADIA Lionel Sec : Viviane POLSINELLI Insa : J.Y. TOUSSAINT | M. OBADIA Lionel Université Lyon 2 86 rue Pasteur 69365 LYON Cedex 07 Tél : 04.78.69.72.76 Fax : 04.37.28.04.48 Lionel.Obadia@univ-lyon2.fr |

Remerciements

Cette thèse ne serait pas ce qu'elle est sans le soutien à la fois scientifique et humain de nombreuses personnes que je tiens à remercier maintenant.

Je remercie en premier lieu mes encadrants, Jean-Philippe Bedell et Cécile Delolme :

Jean-Philippe, à l'initiative du sujet, qui m'a accordé sa confiance pour aller explorer les champs de la botanique et de la phytosociologie, disciplines jusque là souvent laissées de côté (à tort !) dans les travaux portant sur le fonctionnement des bassins de gestion des eaux pluviales. Merci également pour son intérêt et sa disponibilité tout au long de ce doctorat, jusqu'à mettre la main à la pâte sur le terrain ou en labo.

Cécile, toujours débordante d'énergie et d'enthousiasme..., qui par ses conseils avisés et sa grande qualité scientifique m'a enrichie tout au long de ce doctorat. Merci pour sa confiance, son intérêt, sa disponibilité et sa rigueur scientifique particulièrement marqués lors des différentes phases d'élaboration du recueil, contribuant ainsi grandement à la qualité de ce manuscrit.

Je tiens également à remercier les rapporteurs, Catherine Keller et Christophe Schwartz, pour avoir examiné ce travail avec beaucoup d'attention. Merci également à Rémy Gourdon, Sylvie Barraud, Olivier Faure et Elisabeth Sibeud pour leur participation au jury. La diversité des membres a permis une discussion riche et pertinente soulignant particulièrement le caractère multidisciplinaire de ce doctorat.

Merci à Yves Perrodin, directeur de l'équipe « Impacts des Polluants sur les Ecosystèmes », pour m'avoir accueillie dans son équipe et mis à disposition toutes les conditions favorables à la conduite de la thèse. Merci également à Alicia Naveros pour son aide dans les démarches administratives toujours dans la bonne humeur.

Je tiens ensuite à remercier toute l'équipe technique de l'équipe IPE, pour son aide (très !) précieuse durant les (nombreuses !) expériences : merci en particulier à Marc Danjean. On a inventé le couteau suisse de poche, il faudrait inventer le marc de poche..., aide indispensable sur le terrain ! Il sait tout faire..., bêcher, creuser, cueillir les petites fleurs... et tout cela dans la bonne humeur ! Merci également à Thérèse Bastide pour les nombreuses analyses de métaux, d'ions et les quelques escapades sur le terrain..., à Myriam Hammada pour les nombreuses analyses de métaux et enfin à Isabelle Gaillard et Lydie Bayle pour leur aide technique dans les moments les plus intenses !

Je remercie également les stagiaires qui ont contribué aux travaux à différents moments de la thèse : Aurore, Hind, Ludovic et Sandra.

D'autres membres externes au laboratoire ont été entraînés dans cette aventure et sont intervenus à différentes étapes :

Je remercie Damien Lemoine pour m'avoir initiée à la botanique et pour son aide sur le terrain lors de l'inventaire floristique. Merci également à Jean-Loup Gaten, botaniste d'Ecotop, pour

m'avoir transmis son savoir-faire lors de la reconnaissance des espèces les plus coriaces qui se laissaient difficilement identifier...

Je remercie également Xavier Marsault et Renato Saleri du laboratoire Map Aria, pour la réalisation des photos aériennes ainsi que leur traitement, pour leur investissement et leur intérêt pour ces travaux.

Je remercie les différents partenaires de ce doctorat :

Tout d'abord, merci aux membres de l'OTHU, en particulier à Sylvie Barraud, directrice de l'OTHU et à Laetitia Bacot, animatrice du réseau. Je remercie également Pascal Breil, Fabien Thollet et Philippe Namour, membres de l'OTHU, pour les données scientifiques fournies sur le bassin de Grézieu-la-Varenne.

J'adresse également mes remerciements aux membres du Grand Lyon, en particulier à Elisabeth Sibeud, Isabelle Soares, Damien Fery et tout le personnel technique qui m'a permis de visiter l'ensemble des bassins végétalisés de l'agglomération lyonnaise et fourni toutes les informations nécessaires pour la compréhension du fonctionnement des ouvrages. Je remercie de même Franck Ruffin pour la transmission de ses connaissances sur le bassin de Grézieu-la-Varenne.

Je poursuis en remerciant l'ensemble des membres de l'équipe IPE pour tous les bons moments passés ensemble, toutes les discussions, scientifiques ou non..., notamment lors de la pause café (et gâteaux !) du midi.

Merci aux doctorants et tout particulièrement à Anne-laure qui, même une fois Docteur..., a su se montrer toujours disponible pour me transmettre son expérience et les données de ses travaux que j'ai exploitées dans mon recueil.

Mention spéciale pour Ruth, l'haïtienne du labo (encore une, débordante d'énergie et d'enthousiasme...) pour tous les conseils, les discussions scientifiques ou non, et plus généralement pour tous les très bons moments que nous avons pu partager.

Merci également à Anne-So (pour tous les conseils et les quelques « coups montés » au labo...), à Emilie avec qui j'ai partagé le bureau, aux autres doctorants dont j'ai croisé la route à un moment (Clotilde, David, Hélène, Houssem, Urbain, Aude, Yannis et les p'tites dernières, Marine et Morgane) et enfin à tous les stagiaires qui ont fait un petit séjour au labo.

Je remercie ensuite les membres de ma nouvelle équipe du Certu pour m'avoir accordé la confiance et la liberté nécessaire pour la gestion de la fin de ma thèse en même temps que la prise en main de mes nouvelles fonctions de chargée d'études.

Cette page ne serait pas complète sans remercier mes proches et amis qui m'ont soutenu durant cette thèse. A voir mon enthousiasme quand je parlais de toutes ces plantes en latin..., qui nous entourent sans qu'on n'y prête forcément attention, ils attendaient avec impatience et curiosité le fruit de toutes ces années de doctorat...

Voilà donc le fruit de mon travail et bonne lecture !

Sommaire

| | |
|--|------------|
| REMERCIEMENTS | III |
| LISTE DES FIGURES | VII |
| LISTE DES TABLEAUX | IX |
| LISTE DES ANNEXES | XI |
| LISTE DES ABBREVIATIONS | XII |
| INTRODUCTION | 1 |
| CHAPITRE A SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE | 5 |
| PARTIE 1 VÉGÉTALISATION EN MILIEUX URBAINS | 9 |
| 1.1 PROCESSUS DE COLONISATION D'UN MILIEU | 9 |
| 1.2 CARACTÉRISATION DE LA FLORE URBAINE | 12 |
| 1.3 QUE RETENIR SUR LA VÉGÉTATION URBAINE | 24 |
| PARTIE 2 INTERACTIONS ENTRE DÉPÔTS URBAINS ET PLANTES | 25 |
| 2.1 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES DÉPÔTS | 25 |
| 2.2 MOBILITÉ DES ÉLÉMENTS TRACE : DÉFINITION ET MÉTHODES DE CARACTÉRISATION | 29 |
| 2.3 EFFET DE LA PLANTE SUR LE DEVENIR DU ZN, CD ET CU DANS DES OUVRAGES D'ASSAINISSEMENT | 42 |
| 2.4 QUE RETENIR SUR LA MOBILITÉ DU CU, CD ET ZN DANS DES DÉPÔTS VÉGÉTALISÉS ? | 50 |
| CHAPITRE B OBJECTIFS ET DÉMARCHÉ DE LA THÈSE | 51 |
| CHAPITRE C COLONISATION VÉGÉTALE DES BASSINS DE RECUPÉRATION DES EAUX PLUVIALES | 57 |
| PARTIE 1 MATÉRIEL ET MÉTHODES | 61 |
| 1.1 PROBLÉMATIQUE DE L'ÉTUDE : UNE DIVERSITÉ DE BASSINS DE GESTION DES EAUX PLUVIALES | 61 |
| 1.2 MÉTHODOLOGIE DE L'INVENTAIRE | 64 |
| PARTIE 2 RÉSULTATS DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE | 73 |
| 2.1 CARACTÉRISATION DE BASSINS VÉGÉTALISÉS VOLONTAIREMENT | 74 |
| 2.2 VÉGÉTALISATION NATURELLE : DES BASSINS AVEC UNE SIGNATURE ÉCOLOGIQUE SPÉCIFIQUE | 80 |
| 2.3 CAS PARTICULIER DU BASSIN DJANGO REINHARDT | 95 |
| 2.4 QUE RETENIR DE CE CHAPITRE ? | 117 |

| | | |
|-------------------|--|------------|
| CHAPITRE D | INTERACTIONS ENTRE ESPECES VEGETALES ET CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'HORIZON DE SURFACE | 123 |
| <hr/> | | |
| PARTIE 1 | MATERIEL ET METHODES | 127 |
| 1.1 | APPROCHES METHODOLOGIQUES | 127 |
| 1.2 | STRATEGIE DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES DES ECHANTILLONS | 131 |
| 1.3 | ANALYSE STATISTIQUE DES RESULTATS | 136 |
| PARTIE 2 | ETUDE DE LA MOBILITE METALLIQUE ET L'ACCUMULATION DU ZN, Cd ET CU PAR LE ROSEAU | 139 |
| 2.1 | CARACTERISATION DES CONTEXTES GEOCHIMIQUES | 140 |
| 2.2 | MOBILITE DU ZN, Cd ET CU DANS LES HORIZONS DES DEUX BASSINS ETUDIES | 147 |
| 2.3 | CROISSANCE ET DYNAMIQUE D'ACCUMULATION DU ROSEAU | 151 |
| 2.4 | QUE RETENIR DE CE CHAPITRE ? | 157 |
| PARTIE 3 | EFFET DE L'ESPECE VEGETALE SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES D'UN HORIZON DE SURFACE ANTHROPIQUE | 161 |
| 3.1 | METHODOLOGIE SPECIFIQUE A CE CHAPITRE | 161 |
| 3.2 | SIGNATURE PHYSICO-CHIMIQUE DES HORIZONS DE SURFACE | 163 |
| 3.3 | DYNAMIQUE D'ACCUMULATION DU ZN, Cd, CU PAR LES 3 ESPECES VEGETALES | 176 |
| 3.4 | MOBILITE POTENTIELLE DU CADMIUM, ZINC ET CUIVRE | 183 |
| 3.5 | QUE RETENIR DE CE CHAPITRE ? | 189 |
| CHAPITRE E | SYNTHESE ET PERSPECTIVES | 195 |
| <hr/> | | |
| PARTIE 1 | SYNTHESE DES RESULTATS | 199 |
| 1.1 | BASSINS D'INFILTRATION ET DE RETENTION, DES ZONES HUMIDES URBAINES ? | 199 |
| 1.2 | UNE EVOLUTION SAISONNIERE ET SPATIALE EN PRESENCE DE VEGETATION | 200 |
| 1.3 | LIEN ENTRE CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES, MOBILITE ET ACCUMULATION METALLIQUE | 203 |
| 1.4 | REFLEXION SUR LA DEMARCHE GENERALE DE TRAVAUX MULTI-PARAMETRIQUES <i>IN SITU</i> DANS DES OUVRAGES TRES VARIES | 203 |
| PARTIE 2 | PRECONISATIONS ET PERSPECTIVES | 205 |
| 2.1 | PRECONISATIONS METHODOLOGIQUES | 205 |
| 2.2 | PERSPECTIVES SCIENTIFIQUES | 206 |
| 2.3 | A L'ATTENTION DES GESTIONNAIRES | 209 |
| RÉFÉRENCES | | 217 |
| <hr/> | | |
| ANNEXES | | 235 |
| <hr/> | | |

Liste des figures

CHAPITRE A / SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

| | |
|---|----|
| Figure A-1 Processus de colonisation d'un milieu [Schulze et al., 2005] | 9 |
| Figure A-2 Fonctions, processus et usages de l'écosystème urbain [d'après Alberti, 2005] | 14 |
| Figure A-3 Paramètres de description de la flore urbaine | 19 |
| Figure A-4 Répartition des communautés végétales en fonction de la fréquence de perturbation d'un habitat et les exigences en eau [Dana et al., 2001] | 21 |
| Figure A-5 Démarche adoptée dans l'étude bibliographique concernant la mobilité métallique | 29 |
| Figure A-6 Synthèse sur la notion de biodisponibilité [d'après Semple et al., 2004] | 30 |
| Figure A-7 Principales interactions intervenant dans la rétention des métaux lourds [Schulin et al., 1995] | 31 |
| Figure A-8 Localisation et mobilité des métaux [Calvet, 2003] | 36 |
| Figure A-9 Quelques précisions sur le système racinaire [d'après Hopkins, 2003] | 43 |
| Figure A-10 Réactions physico-chimiques gouvernant la mobilité et biodisponibilité des métaux [d'après Hinsinger, 2001] | 47 |

CHAPITRE B / OBJECTIFS ET DEMARCHE DE LA THESE

| | |
|--|----|
| Figure B-1 Démarche générale de l'étude de la flore | 54 |
| Figure B-2 Démarche appliquée pour l'étude à l'échelle de l'espèce | 55 |
| Figure B-3 Principes fondamentaux pour l'ensemble des expériences du chapitre D. | 56 |

CHAPITRE C / COLONISATION DES BASSINS DE RECUPERATION DES EAUX PLUVIALES

| | |
|--|-----|
| Figure C-1 Panorama des sites végétalisés | 61 |
| Figure C-2 Photos des sites d'étude | 63 |
| Figure C-3 Drone utilisé pour la prise de photos aériennes | 64 |
| Figure C-4 Détermination des hétérogénéités spatiales | 65 |
| Figure C-5 Détermination de l'aire minimale | 65 |
| Figure C-6 Définition des termes employés pour la description de la végétation (projet Tela-Botanica) | 67 |
| Figure C-7 Synthèse des différentes étapes de traitement de la photo aérienne | 70 |
| Figure C-8 Stratégie de prélèvements des paries aériennes en fonction de la localisation dans l'ouvrage | 72 |
| Figure C-9 Présentation générale des résultats | 73 |
| Figure C-10 Stratégie de présentation des résultats_zoom sur la végétalisation volontaire | 74 |
| Figure C-11 Espèces principales du filtre planté de roseaux | 75 |
| Figure C-12 Répartition des espèces dominantes du bassin « Minerve » | 76 |
| Figure C-13 Principales évolutions de la végétation du bassin « Minerve » entre 1999 et 2008 | 78 |
| Figure C-14 Un paysage stratifié | 79 |
| Figure C-15 Stratégie de présentation des résultats_zoom sur les bassins végétalisés naturellement de manière homogène | 80 |
| Figure C-16 Répartition spatiale des espèces dominantes dans le bassin B2 de Grézieu-la-Varenne | 82 |
| Figure C-17 Vue d'ensemble du bassin Pierre Blanche | 86 |
| Figure C-18 Exemple d'espèces caractéristiques du bassin « Pierre Blanche » | 87 |
| Figure C-19 Recensement des espèces dominantes dans le bassin de Pierre Blanche | 88 |
| Figure C-20 Colonisation végétale du bassin Pithioud | 92 |
| Figure C-21 Stratégie de présentation des résultats_zoom sur Django Reinhardt | 95 |
| Figure C-22 Une végétation diversifiée, hétérogène dans le bassin | 96 |
| Figure C-23 Répartition des quadrats dans le bassin | 97 |
| Figure C-24 Résultats de la co-inertie | 103 |
| Figure C-25 Caractéristiques physico-chimiques de quelques quadrats du bassin | 105 |

| | |
|---|-----|
| Figure C-26 Photos du 15 avril 2008 et carte topographique | 107 |
| Figure C-27 Répartition spatiale de l'eau dans l'ouvrage (avril 2008) et répartition de la végétation (juin 2008) | 109 |
| Figure C-28 Zone humide à l'entrée du bassin : agencement spatial naturel caractéristique d'un étang | 112 |
| Figure C-29 Répartition de la contamination en Zn au sein de l'ouvrage (mg/kgMS) en avril 2008 | 113 |
| Figure C-30 Evolution des groupements de végétaux entre 2008 et 2009 | 114 |
| Figure C-31 Hétérogénéité dans le bassin des biomasses produites/m ² et des teneurs métalliques au sein des parties aériennes/m ² | 116 |

CHAPITRE D INTERACTIONS ENTRE ESPECES VEGETALES ET CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'HORIZON DE SURFACE

| | |
|---|-----|
| Figure D-1 Double approche méthodologique pour la stratégie de prélèvements | 127 |
| Figure D-2 Photos de sites de Minerve et Grézieu-la-Varenne | 128 |
| Figure D-3 Localisation des prélèvements dans la zone humide de Django | 129 |
| Figure D-4 Analyses réalisées | 131 |
| Figure D-5 Protocoles d'extractions chimiques simples | 135 |
| Figure D-6 Structure de la partie | 139 |
| Figure D-7 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 1 ^{er} volet | 140 |
| Figure D-8 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 2 ^{ème} volet | 147 |
| Figure D-9 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 3 ^{ème} volet | 151 |
| Figure D-10 Taille du roseau sur les sites de Grézieu et Minerve | 151 |
| Figure D-11 Dynamique saisonnière dans l'horizon le plus anthropique (Grézieu-la Varenne) | 158 |
| Figure D-12 Structure du chapitre | 161 |
| Figure D-13 Evolution du rapport C/N dans les parties aériennes des trois espèces | 162 |
| Figure D-14 Structure du chapitre : Zoom sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques | 163 |
| Figure D-15 Analyse par ACP : cercle des corrélations et projection des individus | 164 |
| Figure D-16 Evolution des teneurs en calcium en fonction de la saison et de la zone | 167 |
| Figure D-17 Teneurs en azote en 2008 en fonction de l'espèce et de la saison | 168 |
| Figure D-18 Evolution des teneurs en zinc (mg/kgMS) dans l'horizon de surface | 170 |
| Figure D-19 Evolution des teneurs en carbonates en fonction de la saison et de la zone végétalisée | 172 |
| Figure D-20 Evolution des teneurs en carbone organique (g/kgMS) dans l'horizon de surface en 2008 | 173 |
| Figure D-21 Evolution saisonnière des teneurs en nitrates | 175 |
| Figure D-22 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 2 ^{ème} volet | 176 |
| Figure D-23 Teneurs en Zinc dans les parties aériennes de Phalaris arundinacea | 178 |
| Figure D-24 Evolution des teneurs en Zn (mg/kgMS) au sein des parties aériennes des 3 espèces | 180 |
| Figure D-25 Bilans par m ² de la répartition du zinc entre les 3 compartiments environnementaux | 182 |
| Figure D-26 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 3 ^{ème} volet | 183 |
| Figure D-27 Analyse en composantes principales entre métaux accumulés dans les plantes, paramètres physico-chimiques et mobilité métallique | 187 |
| Figure D-28 Effet de l'espèce sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface | 190 |
| Figure D-29 Evolution saisonnière des caractéristiques physico-chimiques | 193 |

CHAPITRE E SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

| | |
|---|-----|
| Figure E-1 Diversité des bassins | 200 |
| Figure E-2 Moments critiques au cours du cycle saisonnier | 201 |
| Figure E-3 Préconisations à l'attention des gestionnaires | 211 |

Encadrés méthodologiques/partie bibliographie

| | |
|--|----|
| Encadré 1 Les déclinaisons de la biodiversité | 15 |
| Encadré 2 Différentes méthodes de description de la végétation | 18 |

Liste des tableaux

CHAPITRE A / SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

| | |
|---|----|
| Tableau A-1 Teneurs en nutriments et minéraux dans les sols urbains | 14 |
| Tableau A-2 La richesse spécifique en milieu urbain | 17 |
| Tableau A-3 Les grandes catégories de végétation en milieu urbain [[Shimwell, 1983] (cité par Ash (1991)) | 20 |
| Tableau A-4 Répartition d'espèces végétales suivant les conditions abiotiques de l'habitat [Ash, 1991] | 23 |
| Tableau A-5 Teneurs en Matière organique dans les sédiments de bassins de rétention et d'infiltration [Badin, 2009] | 26 |
| Tableau A-6 Teneurs en éléments majeurs dans les sédiments de bassins (en mg/gMS) [Badin, 2009] | 27 |
| Tableau A-7 Teneurs en métaux dans les sédiments de bassins (mg/kgMS) (d'après [Badin, 2009]) | 28 |
| Tableau A-8 Teneurs en carbonates dans les dépôts en milieu urbain | 33 |
| Tableau A-9 Composition de la matière organique dans des sédiments de bassins (% en masse totale de MO) | 34 |
| Tableau A-10 Fractions ciblées par le protocole de Tessier | 37 |
| Tableau A-11 Types de réactifs utilisés pour extraire les éléments trace métalliques, états des métaux extraits et phénomènes mis en jeu (d'après Calvet, 2003) | 37 |
| Tableau A-12 Différents protocoles d'extractions chimiques pour l'évaluation de la mobilité potentielle des métaux dans des dépôts urbains | 38 |
| Tableau A-13 Mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu dans les dépôts urbains | 40 |
| Tableau A-14 Coefficients de corrélation entre teneurs extraites par extractions chimiques dans les sols et teneurs dans les plantes | 42 |
| Tableau A-15 Accumulation du cadmium, zinc et cuivre dans des macrophytes | 45 |
| Tableau A-16 Distribution du Zn, Cd et Cu dans le sol nu ou rhizosphérique [Wang et al., 2002] | 49 |

CHAPITRE C / Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention

| | |
|--|-----|
| Tableau C-1 Caractéristiques des bassins | 62 |
| Tableau C-2 Echelle utilisée des indices d'abondance-dominance de la flore | 66 |
| Tableau C-3 Exigences écologiques des espèces dominantes du bassin | 77 |
| Tableau C-4 Liste des espèces présentes dans le bassin | 81 |
| Tableau C-5 Exigences écologiques des espèces dominantes du bassin B2 de Grézieu-la-Varenne | 85 |
| Tableau C-6 Liste des espèces de Pierre Blanche | 87 |
| Tableau C-7 Exigences écologiques des espèces dominantes de ce bassin | 91 |
| Tableau C-8 Exigences écologiques des six espèces dominant | 94 |
| Tableau C-9 Liste des espèces recensées dans le bassin | 96 |
| Tableau C-10 Exigences écologiques des espèces dominantes des quadrats rouges (zone prairie) | 100 |
| Tableau C-11 Exigences écologiques des espèces dominantes recensées dans le groupe de quadrats violets, bleus, verts : zone humide | 101 |

CHAPITRE D INTERACTIONS ENTRE ESPECES VEGETALES ET CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'HORIZON DE SURFACE

| | |
|--|-----|
| Tableau D-1 Synthèse des analyses chimiques réalisées sur l'horizon de surface | 134 |
| Tableau D-2 Evolution saisonnière de la teneur en matière organique et des teneurs métalliques | 140 |
| Tableau D-3 Caractéristiques physiques des deux horizons | 142 |
| Tableau D-4 Paramètres chimiques généraux des deux horizons de surface | 145 |
| Tableau D-5 Evolution des teneurs en ions et CEC en fonction de la zone et de la saison | 146 |
| Tableau D-6 Pourcentages métalliques extraits par les 3 extractants à Minerve et Grézieu | 148 |
| Tableau D-7 Teneurs en azote au sein du roseau | 152 |
| Tableau D-8 Teneurs en Cd, Cu et Zn au sein des parties aériennes et souterraines du roseau | 154 |

| | |
|---|-----|
| Tableau D-9 Répartition des métaux entre parties souterraines et aériennes du roseau | 155 |
| Tableau D-10 Taille des 3 espèces au moment du pic de croissance | 161 |
| Tableau D-11 Teneur en eau de l'horizon de surface en fonction de la zone et de la saison | 165 |
| Tableau D-12 Evolution de l'indice granulométrique d90 | 165 |
| Tableau D-13 Teneurs en éléments majeurs (mg/kgMS) | 167 |
| Tableau D-14 Teneurs en azote total et phosphore total | 168 |
| Tableau D-15 Teneurs métalliques dans l'horizon de surface | 170 |
| Tableau D-16 Teneurs en carbonates et pH de l'horizon de surface | 171 |
| Tableau D-17 Teneurs moyennes en matière organique dans l'horizon de surface | 172 |
| Tableau D-18 Evolution de la CEC (méq/kgMS) en fonction de la saison et de la zone | 174 |
| Tableau D-19 Evolution des concentrations en Zn, Cd et Cu au sein des parties racinaires de <i>Typha latifolia</i> | 177 |
| Tableau D-20 Teneurs métalliques dans les parties aériennes de <i>Typha latifolia</i> | 177 |
| Tableau D-21 Evolution en Zn, Cd et Cu au sein des parties racinaires de <i>Phalaris arundinacea</i> | 178 |
| Tableau D-22 Evolution des teneurs en Zn, Cd et Cu au sein des parties souterraines (rhizomes + racines) d' <i>Eleocharis palustris</i> | 179 |
| Tableau D-23 Masse par m ² de chaque compartiment environnemental | 181 |
| Tableau D-24 Teneurs et pourcentages de cadmium extrait ($[Cd]_{\text{extrait}}/[Cd]_{\text{sédiment}}$) | 184 |
| Tableau D-25 Teneurs extraites en zinc et pourcentages ($[Zn]_{\text{extrait}}/[Zn]_{\text{horizon}}$) | 185 |
| Tableau D-26 Teneurs extraites en cuivre et pourcentages associés | 186 |

CHAPITRE E SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

| | |
|---|-----|
| Tableau E-1 Synthèse des variations des paramètres mesurés dans les différents ouvrages | 202 |
| Tableau E-2 Proposition de suivi de paramètres physico-chimiques et fréquence de mesure | 205 |

Liste des annexes

| | |
|--|-----|
| Annexe 1 : Communications durant la thèse | 237 |
| Annexe 2 : Scripts pour la réalisation des tests statistiques sous R | 238 |
| Annexe 3 : Photos d'espèces végétales | 239 |
| Annexe 4 : Noms français et latins d'espèces végétales | 240 |
| Annexe 5 : Teneurs métalliques extraites (expériences sur le roseau) | 241 |
| Annexe 6 : Bilans de masse (expérience sur le roseau) | 242 |
| Annexe 7 : Boîte à moustaches | 244 |
| Annexe 8 : Résultats des analyses d'ions au dionex | 245 |

Liste des abréviations

Ca : calcium

Cd : cadmium

CEC : capacité d'échanges cationiques

Cu : cuivre

Ctot : carbone organique total

d10 : diamètre tel que 10% des particules en volume ont un diamètre inférieur à celui-ci

d50 : diamètre tel que 50% des particules en volume ont un diamètre inférieur à celui-ci

d90 : diamètre tel que 90% des particules en volume ont un diamètre inférieur à celui-ci.

Mg : magnésium

MO : matière organique

N : azote

NO_3^- : nitrates

OTHU : observatoire de terrain en hydrologie urbaine

P : phosphore

PO_4 : phosphates

SO_4^{2-} : Sulfates

t_{eau} : teneur en eau

Zn : zinc

Introduction

L'un des enjeux fort du Grenelle de l'environnement, initié en 2007 suite à la prise de conscience de la dégradation du milieu naturel et urbain, repose sur la protection et le maintien de la biodiversité. Le terme biodiversité, vulgarisé depuis la Conférence Internationale de Rio en 1992, englobe « l'ensemble des espèces de plantes, d'animaux et de micro-organismes ainsi que les écosystèmes et les processus écologiques dont ils sont l'un des éléments... », [Mc Neely, 1990] (cité par Ramade (2002)). En 2010, l'année internationale de la biodiversité a été l'occasion de donner de l'ampleur ou de lancer des dynamiques nationales structurantes en faveur de la protection de la biodiversité : plan national en faveur des zones humides [MEDDTL, 2010], plan national « restaurer et valoriser la nature en ville » [MEDDTL, 2010], etc.

L'un des engagements du plan « Nature en ville » initié en 2010 par le ministère du développement durable est d'évaluer, en milieu urbain, l'état de la biodiversité, des écosystèmes, des fonctions écologiques et des services associés (réduction des flux hydriques, sanitaire, esthétique,...). Ce plan incite à préserver ou à réintroduire la nature en milieu urbain. S'il y a des milieux pour lesquels on reconnaît facilement leur richesse et intérêt écologique, il en est tout autre pour le milieu urbain, pourtant riche en habitats (parcs, jardins, bassins...).

Parmi ces habitats, les bassins de gestion des eaux pluviales représentent des milieux artificiels totalement créés par l'Homme. Ces bassins font intégralement partie du paysage urbain et, de part leur fonction même (stockage temporaire des eaux pluviales et/ou infiltration), représentent un enjeu écologique fort. L'arrivée d'eaux pluviales chargées en contaminants solubles et particulaires (métaux lourds, hydrocarbures, pesticides...) entraîne une contamination de l'horizon de surface du bassin [Chocat, 1997]. Dans le cas de bassins d'infiltration, la question du risque potentiel de contamination de la nappe souterraine se pose. Afin de limiter l'impact de ces ouvrages, il est indispensable de mieux caractériser l'évolution des paramètres physico-chimiques de l'horizon de surface en fonction de la dynamique de fonctionnement.

Ce doctorat s'inscrit dans l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (l'OTHU), qui réunit 13 laboratoires de recherche ainsi que des partenaires extérieurs, tels que le Grand Lyon, l'Agence de l'eau et s'intéresse à l'observation des rejets urbains par temps de pluie et de leur impact sur les milieux récepteurs dans l'agglomération lyonnaise (Barraud, 2008). Parmi les objectifs de cet observatoire, on peut citer l'amélioration des connaissances sur l'évolution des polluants véhiculés par les eaux pluviales à travers les divers ouvrages (réseaux, bassins de retenue, dispositifs d'infiltration) ou l'intégration de l'eau dans le paysage urbain. Cet observatoire se base sur des études *in situ* d'ouvrages de gestion d'eaux pluviales.

Les ouvrages de rétention et/ou infiltration des eaux pluviales peuvent faire l'objet d'une végétalisation volontaire ou encore abriter une flore sauvage se développant spontanément. Il y a une forte méconnaissance des espèces se développant dans ces milieux et de leur biodiversité. La présence de la flore répond à des exigences écologiques particulières [Lemée, 1978] et le caractère bio-indicateur des plantes permet de renseigner sur les paramètres abiotiques du milieu (disponibilité en eau, nutriments, matière organique,...) et indirectement sur le fonctionnement de l'ouvrage. De plus, les plantes, via leur système racinaire, sont en interaction avec l'horizon de surface. Elles agissent sur les propriétés physico-chimiques de la surface du bassin et donc sur la capacité à retenir les contaminants. Les plantes peuvent également absorber directement les métaux. On note un manque de connaissance sur ces interactions plante/horizon de surface dans les bassins de récupération

d'eau pluviales, notamment les bassins d'infiltration. Peu d'éléments de connaissance existent sur l'évolution spatiale et temporelle des caractéristiques physico-chimiques de la surface des bassins en présence de plantes. Nous faisons l'hypothèse qu'il existe une variabilité spatiale et temporelle des propriétés physico-chimiques et de la mobilité des métaux [Hinsinger, 2009] dans ces ouvrages en fonction de la dynamique et de la spécificité du couvert végétal.

L'objet de ce doctorat est la caractérisation de la flore de bassins d'infiltration et de rétention d'eaux pluviales et l'étude de l'évolution de la couche sédimentaire de ces bassins en sa présence. Cette thèse est intégralement basée sur une démarche de terrain avec une approche écologique dans un premier temps puis une approche physico-chimique multi-paramétrique. L'originalité de cette thèse reposera également sur une stratégie spatio-temporelle d'étude spécifiquement liée à la dynamique végétale.

Après cette introduction générale, **le chapitre A** donne un état de l'art composé d'une première partie portant sur la végétation en milieu urbain et d'une deuxième partie présentant la problématique de la mobilité des métaux dans les dépôts urbains et le rôle de la végétation sur cette mobilité.

Le chapitre B présentera les objectifs et la démarche générale de la thèse.

Ensuite, les travaux expérimentaux font l'objet de deux chapitres :

Le chapitre C se focalise sur les travaux portant sur l'étude de la colonisation végétale dans les bassins d'infiltration et de rétention : la première partie présente la méthode expérimentale et les résultats seront présentés dans une deuxième partie.

Le chapitre D s'intéresse aux interactions entre les plantes et horizon de surface de ces bassins. Ce chapitre se décompose en trois parties : la méthodologie expérimentale est exposée dans une première partie puis la deuxième partie est consacrée à l'étude du contexte géochimique sur la mobilité métallique et l'accumulation des métaux par le roseau. Enfin, une troisième partie s'intéresse aux travaux portant sur l'effet des espèces végétales sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface.

Une synthèse générale des résultats, des préconisations pour les gestionnaires et des perspectives scientifiques sont proposées dans **le chapitre E**.

La liste des communications réalisées durant ce doctorat est présentée dans l'annexe 1.

Chapitre A Synthèse bibliographique



Sommaire du chapitre A

| | |
|---|-----------|
| PARTIE 1 VEGETALISATION EN MILIEUX URBAINS | 9 |
| 1.1 PROCESSUS DE COLONISATION D'UN MILIEU | 9 |
| 1.1.1 Etape de germination | 9 |
| 1.1.2 Processus de colonisation d'un milieu « nu » | 9 |
| 1.1.3 Les facteurs abiotiques, paramètres de contrôle de la dynamique de la succession végétale | 10 |
| 1.2 CARACTERISATION DE LA FLORE URBAINE | 12 |
| 1.2.1 Le milieu urbain, un écosystème particulier | 13 |
| 1.2.2 Un niveau de diversité controversé | 15 |
| 1.2.3 Caractéristiques des espèces dominantes | 17 |
| 1.2.4 Cas particulier des bassins de traitement des eaux | 22 |
| 1.3 QUE RETENIR SUR LA VEGETATION URBAINE | 24 |
| PARTIE 2 INTERACTIONS ENTRE DEPOTS URBAINS ET PLANTES | 25 |
| 2.1 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES DEPOTS | 25 |
| 2.2 MOBILITE DES ELEMENTS TRACE : DEFINITION ET METHODES DE CARACTERISATION | 29 |
| 2.2.1 Définition de la spéciation métallique, mobilité et biodisponibilité | 29 |
| 2.2.2 Les différents constituants de la couche de surface intervenant dans la rétention des métaux lourds | 31 |
| 2.2.2.1 La matière minérale | 32 |
| 2.2.2.2 La matière organique | 33 |
| 2.2.2.3 Autres constituants pouvant intervenir dans la rétention des métaux | 35 |
| 2.2.2.4 Conclusion : des niveaux de mobilité différents | 35 |
| 2.2.3 Principales méthodes d'étude de la mobilité et phytodisponibilité du zinc (Zn), cadmium (Cd) et cuivre (Cu) | 36 |
| 2.2.3.1 Etude de la mobilité du Zn, Cd et Cu | 36 |
| 2.2.4 Etude de la biodisponibilité via les extractions chimiques | 41 |
| 2.3 EFFET DE LA PLANTE SUR LE DEVENIR DU ZN, CD ET CU DANS DES OUVRAGES D'ASSAINISSEMENT | 42 |
| 2.3.1 Fonctionnement de la rhizosphère | 42 |
| 2.3.2 Accumulation des métaux par la plante | 44 |
| 2.3.2.1 Mécanisme d'accumulation | 44 |
| 2.3.2.2 Ordres de grandeur de concentrations de Cd, Cu et Zn mesurées dans des macrophytes | 44 |
| 2.3.2.3 Facteurs ayant une influence sur l'accumulation métallique | 46 |
| 2.3.3 Effet de la plante sur la mobilité et biodisponibilité des métaux | 47 |
| 2.4 QUE RETENIR SUR LA MOBILITE DU CU, CD ET ZN DANS DES DEPOTS VEGETALISES ? | 50 |

Partie 1 Végétalisation en milieux urbains

La succession végétale ou colonisation est le processus naturel par lequel un groupe de plantes d'un même milieu y remplace progressivement un autre [Ramade, 2003].

1.1 Processus de colonisation d'un milieu

1.1.1 Etape de germination

La colonisation naturelle d'un sol nu débute par la **germination des graines qui ont été apportées dans le milieu par différents agents : l'eau, le vent, les animaux**. Une fois présentes dans le sol, les graines peuvent mettre du temps à germer. Beaucoup de graines peuvent rester viables pendant des décennies, plus généralement entre 10 et 15 ans [King, 2004]. Cette durée de vie au ralenti, avant la germination, correspond à la dormance. Plusieurs facteurs gouvernent la **levée de dormance** : présence d'eau, température, lumière, oxygénation du milieu.

1.1.2 Processus de colonisation d'un milieu « nu »

La germination constitue une première étape-clé de la colonisation. Il faut ensuite s'intéresser aux grandes étapes de colonisation du milieu, décrites dans la Figure A-1.

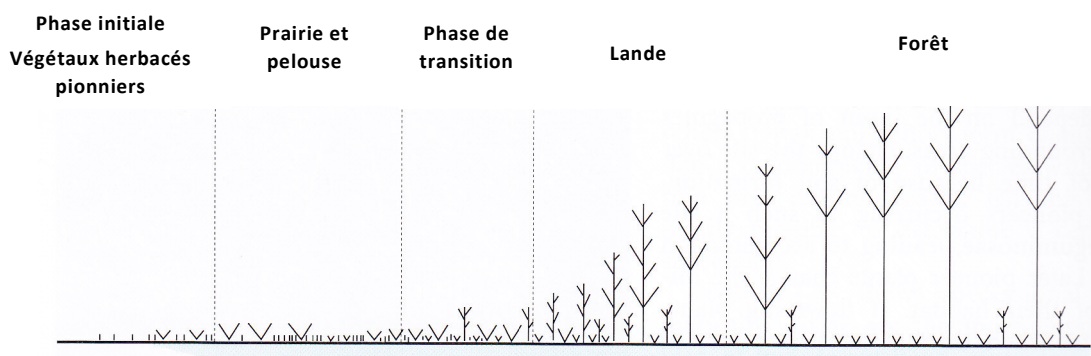


Figure A-1 Processus de colonisation d'un milieu [Schulze et al., 2005]

Dans une surface nue, ce sont tout d'abord les **espèces pionnières** qui prennent possession du terrain. Ces espèces colonisatrices sont constituées de mousses, plantes hépatiques ou encore de plantes annuelles. Les principales caractéristiques de ces espèces reposent sur leur cycle de vie particulièrement court (on peut citer l'exemple de *Linaria haelva*, espèce pionnière qui réalise son cycle de vie sur 2-3 semaines) et leur stratégie de colonisation basée majoritairement sur la reproduction. On note également que la production des feuilles est bien plus importante que la production des racines. Ces espèces pionnières se trouvent ainsi très rapidement en compétition et sont sélectionnées suivant leur rapidité de

multiplication [Fischesser et Dupuis-Tate, 2007]. Les plantes pionnières modifient la composition du sol. Elles l'aèrent, l'enrichissent de matières organiques. Ces communautés pionnières peuvent durer plusieurs années voire persister pendant des décennies lorsque le milieu est particulièrement perturbé [King, 2004]. Ces communautés se caractérisent enfin par un faible nombre d'espèces et des peuplements peu structurés qui se sont employés à accumuler au plus vite de la biomasse. La productivité primaire brute qui a augmenté très vite va ainsi se stabiliser progressivement : ces espèces vont laisser la place aux plantes bisannuelles [Marouf et Reynaud, 2007].

Ces **plantes bisannuelles** effectuent leur cycle de vie sur deux ans avec floraison la deuxième année. Ces espèces occupent, pendant un court moment, une phase de transition entre les annuelles et les herbacées vivaces. Les espèces bisannuelles diffèrent des espèces annuelles principalement par la formation d'un organe de réserve tôt dans leur cycle de croissance. Cet organe de réserve peut par contre parfois seulement être rempli une fois la croissance terminée. Ces espèces forment également des rosettes à la base, qui leur permettent de ne pas être en compétition avec les autres espèces [Meyer *et al.*, 2008].

Ensuite, viennent des **espèces herbacées vivaces**. Les herbacées vivaces se comportent de manière similaire pour la formation d'organes de stockage, de feuilles et autres organes végétatifs mais elles ne rentrent dans une phase de reproduction que lorsque la plante dispose de bonnes ressources. Plus la dynamique successionale sera avancée, plus on trouvera des espèces qui misent sur des stratégies de croissance et de survie.

Enfin, la succession primaire s'achève par la colonisation par des **arbustes** dans un premier temps puis par des **arbres** ensuite. En quelques décennies, la biocénose s'enrichit d'espèces végétales douées d'une plus grande longévité. Les espèces vivaces ont une capacité de résistance plus élevée que les espèces présentes dans les stades de succession précédents. Les plantes vivaces ont la capacité d'accumuler un grand stock de réserves dans les bulbes, les racines ou encore rhizomes. Certaines espèces peuvent même connaître des périodes de plein repos comme les plantes qui perdent leurs organes aériens à l'approche de l'hiver.

Dans les conditions naturelles, lorsque la végétation d'un site échappe à l'action de l'homme, elle change lentement au cours du temps, jusqu'à un équilibre avec le climat, le sol et la faune, appelé **climax** [Meyer *et al.*, 2008].

1.1.3 Les facteurs abiotiques¹, paramètres de contrôle de la dynamique de la succession végétale

Le type de végétation qui se met en place dans un milieu dépend notamment des conditions abiotiques. Plusieurs facteurs sont considérés comme indispensables à la vie de la plante : l'accès à la **lumière**, l'**oxygénation** du milieu, la disponibilité en **eau et nutriments** tels que l'azote, le phosphore ou la disponibilité en oligoéléments [Craine, 2009]. La sélection des plantes va reposer sur leur adaptation aux conditions édaphiques ainsi que sur les stratégies

¹ Facteur abiotique : désigne un facteur écologique, un phénomène ou un processus de nature physico-chimique, donc indépendant des êtres vivants, ou qui est entièrement contrôlé par des paramètres non biologiques [Ramade, 2002].

de compétition qu'elles vont mettre en place. Concernant les parties aériennes, il y a, d'abord et le plus souvent, compétition pour la lumière, le **dioxyde de carbone** et des conditions de **température** favorables [Schulze *et al.*, 2005]. En ce qui concerne les parties souterraines, il y a compétition essentiellement pour les nutriments et l'eau [Lemée, 1978 ; Schulze *et al.*, 2005]. Nous allons principalement développer l'importance de la disponibilité en eau et nutriments ainsi que l'oxygénation du milieu, ces facteurs étant particulièrement importants pour notre contexte d'étude.

Dés qu'il pleut, l'eau du sol et les nutriments sont massivement absorbés par les racines superficielles de la plante [Meyer *et al.*, 2008]. La dynamique des nutriments dans la plupart des écosystèmes dépend de **l'équilibre entre «l'offre»** (disponibilité) des nutriments dans le sol **et les demandes** nutritionnelles des plantes [Meyer *et al.*, 2008]. Quand le couvert végétal est faible, comme dans le cas des premiers stades de succession, la quantité d'azote et d'autres nutriments sera supérieure à la demande des plantes. Avec l'accumulation de la biomasse, la demande des nutriments par les plantes va dépasser leur disponibilité dans le sol.

La croissance de la plante est linéairement croissante avec l'apport en **azote**. Lorsque de grandes quantités d'azote sont disponibles, cette relation atteint un palier mais cette saturation est contrôlée par de nombreux autres paramètres. A titre d'exemple, pour des cultures agricoles, le niveau de saturation est atteint pour des teneurs dans le sol de l'ordre de $200 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. La plupart des plantes absorbent l'azote sous la forme de nitrates et plus rarement sous la forme d'ammonium [Hopkins, 2003, Schulze *et al.*, 2005]. La carence en azote se manifeste par une lente réduction de la croissance ainsi que par une chlorose² générale des feuilles [Hopkins, 2003].

Le **phosphore** représente un facteur limitant pour la croissance des plantes [Alberti, 2009]. Il est disponible dans la solution du sol principalement sous la forme d'un triacide, l'acide phosphorique. Le pH du sol joue un rôle essentiel dans la disponibilité du phosphore : à des pH neutres ou alcalins, le phosphore précipite avec l'aluminium ou le calcium et forme des solides très peu solubles [Hopkins, 2003]. La carence en phosphore entraîne une sénescence rapide des feuilles les plus âgées. Il est également nécessaire de rappeler que **la masse globale des éléments nutritifs nécessaire annuellement diffère selon les espèces** : les espèces à croissance lente et à faible productivité vivent sur des substrats pauvres ; les espèces à croissance rapide utilisent sont localisées sur des sols riches [Lemée, 1978]. D'autres éléments organiques ou minéraux sont également indispensables à la vie de la plante.

L'eau est également un facteur très influant sur la nature des espèces qui peuvent se développer dans le milieu [Gilad *et al.*, 2007]: Une assez forte quantité d'eau est indispensable à la plante, qu'elle élimine en partie par la transpiration. La disponibilité en eau pour les plantes va dépendre notamment de la texture et la structure du sol, avec notamment une plus faible disponibilité dans des sols argileux très compacts. Les espèces végétales peuvent présenter des exigences en eau très différentes les unes des autres et vivre en milieu plus ou moins humides. Nous verrons plus tard que les plantes peuvent être bio-indicatrices du degré d'humidité du milieu.

² Chlorose : maladie des végétaux résultant généralement d'une carence et qui se caractérise par le teint jaune qui passe par le feuillage des plantes qui sont atteintes. [Ramade, 2001]

Enfin, **l'oxygénation des sols** va intervenir sur les activités respiratoires des racines et joue un rôle essentiel sur la croissance des plantes. Les sols pour lesquels l'oxygénation est déficiente (notamment les sols compacts ou saturés en eau) exercent par ce facteur une sélection sur les végétaux en intervenant dans différentes phases de leur développement [Lemée, 1978].

1.2 Caractérisation de la flore urbaine

L'étude de la végétation et de son organisation fait partie d'un domaine conséquent de l'écologie, dénommé phytosociologie [Guinochet, 1979]. Avant de décrire plus précisément la flore caractéristique du milieu urbain, nous allons présenter les grands principes du recensement de la végétation dans un milieu donné.

De nombreuses études de reconnaissance de la flore reposent sur les fondements dictés par Braun-blanquet en 1934 [Lemée, 1978]. L'étude quantitative de la composition spécifique d'une communauté végétale permet de définir des unités de végétation précises dénommées groupements végétaux. Avant de décider d'un plan d'échantillonnage, il est souvent opportun d'effectuer un parcours de reconnaissance préalable du territoire d'étude (qui peut être défini en partie à partir de l'examen de photographies aériennes) afin d'identifier les grands traits de l'organisation de la végétation [Bouzillé, 2007].

L'analyse du paysage végétal se heurte fréquemment à la question de l'échelle. En effet, ce qui peut apparaître homogène à une échelle donnée peut se révéler hétérogène à une échelle plus grande [Bouzillé, 2007]. Une fois les grands traits définis, l'analyse de la végétation implique de définir un échantillonnage des parcelles de terrain afin de choisir des surfaces sur lesquelles le peuplement que l'on veut étudier est homogène. Cette surface doit être suffisamment grande pour recenser toutes les espèces qui entrent dans la composition de l'individu d'association³. Afin de s'assurer que l'échantillon contient bien la totalité des espèces, il est pertinent de rechercher la surface au-delà de laquelle le nombre d'espèces rencontrées n'augmente plus. Cette surface est appelée l'aire minimale.

L'inventaire floristique permet de connaître :

- L'abondance de chaque espèce, c'est-à-dire le nombre d'individus propres à chaque espèce végétale présente dans le peuplement.
- Le degré de couverture végétale (pourcentage de surface couverte par l'ensemble de la végétation) et le recouvrement de chaque espèce, c'est-à-dire la surface de sol couverte par chaque espèce. Un indice d'abondance-dominance peut ensuite être construit à partir des indices d'abondance et de recouvrement en s'appuyant sur l'échelle de Braun-Blanquet.

A ces indices usuels, on peut également ajouter l'indice de sociabilité, qui désigne le degré d'agrégation des plantes. Certaines plantes sont isolées, d'autres au contraire sont groupées en colonies à l'intérieur même d'un peuplement.

³ Individu d'association : surface de végétation de composition floristique homogène

L'exploitation des relevés floristiques permet de mettre en évidence la ressemblance et les différences existant entre groupements végétaux étudiés, étape préliminaire à la caractérisation d'associations végétales distinctes, et ensuite de les classer afin d'obtenir une représentation de l'organisation de la flore sur le territoire géographique concerné.

1.2.1 Le milieu urbain, un écosystème particulier

Les études sur la végétation susceptible de coloniser un milieu urbain ont majoritairement été menées à l'échelle de la ville [Fransceschi, 1996 ; Godefroid, 2001], avec pour objectif principal l'identification de l'impact de l'urbanisation sur la flore présente dans ces milieux.

Les écosystèmes urbains diffèrent des écosystèmes naturels par leur **structure**, les **processus** impliqués et les **fonctions** [Alberti, 2009]. La Figure A-2 présente les usages de l'Homme qui peuvent avoir un impact sur les processus écologiques et ainsi indirectement sur les fonctions écosystémiques.

La pression des activités humaines et l'urbanisation transforment les paysages et modifient ainsi le fonctionnement des écosystèmes.

Tout d'abord, la spécificité du milieu urbain repose **sur la forte hétérogénéité des habitats potentiels** pour les espèces végétales. Parmi les nombreux habitats en milieu urbain, on peut citer notamment les bois, les parcs, les espaces verts, les jardins (publics ou privés), les terrains vagues, les friches, les trottoirs, les murs anciens, les murs récents, les décharges, les bassins et des lieux encore plus atypiques comme les sites de démolition. Le milieu urbain offre donc à la fois des sites complètement anthropisés tels que les sites de démolition ou des sites semi-naturels telles que des bois, des prairies en friche [Alberti, 2009].

Cette diversité de milieux va entraîner une **diversité des conditions édaphiques** que peuvent rencontrer les plantes qui s'y développent [Pulford, 1991 ; Morel *et al.*, 2005]. Dans de nombreux sites urbains, la quantité de matière organique et d'azote disponible pour les plantes peut être faible, ceci pouvant être du à l'oxydation ou l'érosion de la couche de surface, voire même à la disparition totale de la couche de surface laissant la couche inférieure très minérale comme matériau de surface [Pulford, 1991]. Par contre, dans les sites végétalisés, tels que les parcs ou jardins, les teneurs en matière organique peuvent être élevées [Pulford, 1991] [Tableau A-1]. Le milieu urbain est particulièrement marqué par une hétérogénéité dans les sources et apports de nutriments [Alberti, 2009]. De nouvelles sources en azote et en phosphore sont notamment apparues avec le développement des activités industrielles.

Les habitats vont également présenter des différences marquées par leur degré d'humidité. Ils peuvent passer de pelouses xérophiles très sèches à des zones humides saturées en eau telles que les marais ou étangs.

Une deuxième particularité du milieu urbain est la **très mauvaise connexion entre ces habitats** causée par l'introduction de barrières physiques comme les routes. Les espaces naturels sont de plus en plus fragmentés et réduits à des îlots de plus en plus isolés. Ainsi, certaines espèces disparaissent parce qu'elles n'ont plus d'espace vital.

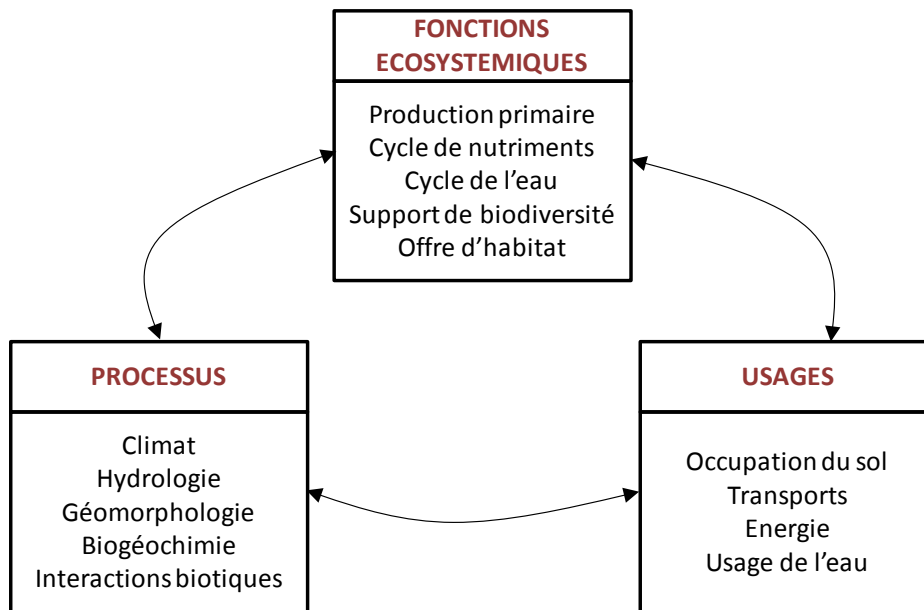


Figure A-2 Fonctions, processus et usages de l'écosystème urbain [d'après Alberti, 2005]

Tableau A-1 Teneurs en nutriments et minéraux dans les sols urbains [Pulford, 1991]

| | N total (g/kgMS) | N minéralisable (mg/kgMS) | P disponible (mg/kgMS) | K disponible (mg/kgMS) | Mg disponible (mg/kgMS) |
|------------------------|---------------------|---------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Sites urbains* | 0.6 | 4 | 26 | 106 | 233 |
| Sols de jardins | 1.0 | 119 | 30 | 83 | 66 |

*Les sites urbains sont tous les sols minéraux, perturbés que l'on peut rencontrer en milieu urbain.

Les habitats urbains sont constamment soumis à l'action de l'homme, via notamment des opérations de gestion du milieu tels que la tonte, ce qui aura un impact direct sur la dynamique de la succession végétale du milieu. D'après White et Pickett (1985) (cité par Schulze (2005)), la perturbation d'un système écologique peut être définie comme « tout évènement relativement discret dans le temps, désorganisant la structure de l'écosystème, de la communauté ou de la population, modifiant les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement ». Cet **écosystème urbain constamment sollicité** ne peut, le plus souvent, pas atteindre l'état d'équilibre. L'impact de l'Homme va ainsi indirectement avoir un impact sur la dynamique successionnelle d'un milieu, en bloquant souvent l'échelle de succession à l'état pionnier [Alberti, 2009].

Enfin, les facteurs biotiques⁴ peuvent être modifiés avec **l'introduction (volontaire ou accidentelle) d'espèces exotiques** qui peuvent, pour certaines, être des espèces invasives. Ces espèces peuvent prendre l'avantage sur les communautés installées, notamment là où la

⁴ Facteurs biotiques : ensemble des facteurs écologiques liés aux êtres vivants : la compétition, la prédation, le parasitisme, le mutualisme constituent par exemple autant de facteurs biotiques [Ramade, 2001].

diversité en espèces natives⁵ est faible. Selon Alberti (2009), cela peut être vu comme une étape de la dynamique de la succession végétale.

1.2.2 Un niveau de diversité controversé

La flore urbaine se distingue tant par sa diversité que par les caractéristiques des espèces dominantes. La biodiversité peut être définie de différentes manières (Encadré 1) [Ramade, 2002].

1. Classiquement, la biodiversité peut être définie comme la diversité de toutes les formes du vivant à diverses échelles allant du gène au paysage en passant par les espèces puis les écosystèmes.

2. La biodiversité peut être définie sous trois déclinaisons différentes: la diversité génétique ou taxonomique, la diversité fonctionnelle et la diversité écologique.

- La **diversité taxonomique** ou spécifique, mesurée à la fois par la nature et l'abondance des espèces. Cette approche est la plus couramment utilisée pour décrire la biodiversité d'un milieu.
- La **diversité fonctionnelle** qui n'est autre que la composition des communautés en termes de stratégies adaptatives (diversité de traits, et plasticité de ces traits, ou diversité fonctionnelle). L'étude de la diversité fonctionnelle consiste notamment à essayer de comprendre en quoi la diversité des espèces végétales influe sur le fonctionnement de l'écosystème (en terme de transferts de masse et d'énergie), sur les cycles biogéochimiques ainsi que sur le cycle de l'eau.
- La **diversité écologique**, s'appuyant sur l'analyse des relations entre les individus et leur environnement. Cette diversité écologique s'exprime par la diversité des habitats ou des écosystèmes présents.

Encadré 1 Les déclinaisons de la biodiversité

Dans cette thèse, nous nous intéresserons majoritairement à la diversité taxonomique mais également à la diversité écologique.

Dans ce paragraphe, l'étude de la biodiversité sera traitée à l'aide de la notion de richesse spécifique qui désigne **le nombre d'espèces** végétales présentes dans l'espace considéré. Les études s'intéressant à la richesse spécifique en milieu urbain sont **relativement récentes** : la plupart sont ultérieures aux années 2000 [Hope *et al.*, 2003 ; Kühn *et al.*, 2004 ; Knapp *et al.*, 2010]. Le Tableau A-2 donne des exemples de nombre d'espèces recensées lors d'études sur la flore urbaine.

Différents auteurs affirment que **les zones urbaines seraient souvent plus riches en nombre d'espèces que les zones rurales environnantes** [Hope *et al.*, 2003 ; Kühn *et al.*, 2004 ; Knapp *et al.*, 2009 ; Knapp *et al.*, 2010].

Pautasso (2007) précise que **la quantification de la diversité dépend de l'échelle d'étude**. Après synthèse d'une trentaine de travaux sur la richesse spécifique en milieu urbain, il indique que la corrélation entre richesse spécifique et degré d'urbanisation est négative à l'échelle locale et devient positive pour des surfaces totales d'étude supérieures à 10000 km². Il faut par contre noter que ce résultat s'appuie sur des inventaires menés à la fois sur les plantes et les vertébrés.

⁵ Espèce native (autochtone, indigène) : désigne une espèce qui se rencontre naturellement dans une aire géographique ou un écosystème donné par opposition aux espèces introduites.

A grande échelle, on peut, par exemple, citer les résultats de Kühn *et al.*(2004) qui montrent, à l'aide d'une étude menée sur l'ensemble de l'Allemagne, que la richesse spécifique est plus importante dans les villes que dans les zones suburbaines. En effet, les sites en milieu urbain présentent une moyenne de 580 espèces natives pour des surfaces de 130 km² alors que le milieu rural environnant présente une moyenne de 516 espèces pour une même surface de 130 km². A ces échelles, la richesse spécifique s'expliquerait par le fait que les zones urbaines sont très hétérogènes et abritent des **habitats rares ou absents dans les régions rurales environnantes** [Kühn *et al.*, 2004 ; Knapp *et al.*, 2010]. La diversité de biotopes contribuerait à la formation d'un paysage fortement morcelé, avec coexistence de groupements de végétaux très différents [Dana *et al.*, 2001]. Pour plusieurs auteurs, ces zones urbaines constitueraient ainsi des « **hotspots** » de biodiversité [Hope *et al.*, 2003 ; Knapp *et al.*, 2010]. Traditionnellement, un hotspot est une zone présentant un **nombre élevé d'espèces endémiques** et ayant subi une importante destruction de son habitat d'origine. La comparaison des milieux urbains à des hotspots de biodiversité met en relief le fait que ces espaces particulièrement riches sont vraiment menacés par l'action de l'Homme.

D'autres auteurs ayant mené des études à plus petite échelle [Kowarik, 2008 ; McKinney, 2002 ; Pautasso, 2007] précisent que des précautions sont à prendre avant d'avancer que le milieu urbain serait un milieu présentant une diversité d'espèces élevée. La ville serait sujet au **phénomène d'homogénéisation biotique** [Mc Kinney, 2006 ; Olden and Rooney, 2006], entraînant une augmentation de la similarité entre communautés. L'homogénéisation biotique peut être définie à l'échelle taxonomique (expansion d'espèces largement répandues et disparition d'espèces à distribution limitée), génétique (augmentation de la similarité des pools de gènes) ou fonctionnelle (sélection de certaines espèces possédant des traits biologiques similaires et jouant le même rôle dans l'écosystème) [Olden et Rooney, 2006]. Ces auteurs mettent en garde contre **la perte d'habitats « naturels »** riches en espèces natives [Mc Kinney, 2002]. L'introduction massive d'espèces exotiques expliquerait également cette diminution du nombre d'espèces natives, principalement celles qui étaient associées aux cultures, forêts, marais [Godefroid *et al.*, 2007 ; Mc Kinney, 2002]. La proportion d'espèces introduites par rapport aux espèces natives peut être élevée en milieu urbain : Sukopp *et al.* (1997) (cité par Alberti [2009]) explique qu'à Berlin la part d'espèces non natives dans la flore augmente de 28% dans les régions suburbaines à 50% dans les centres villes.

D'autre part, un **gradient de richesse au sein même de la ville** peut être mis en évidence [Mc Kinney, 2002 ; Celesti-Gradow, 2006 ; Alberti, 2009] : plus on s'éloigne du centre-ville, plus la richesse spécifique augmente. Lawrynowicz (cité par Niemelä (1999)) note ainsi que la richesse spécifique diminue de 185 espèces dans la zone suburbaine à 86 espèces dans les zones les moins densément urbanisées et à 38 espèces dans les zones les plus densément urbanisées. Il est cependant important de noter qu'aucun indice sur les surfaces d'échantillonnage n'est donné.

Tableau A-2 La richesse spécifique en milieu urbain

| Auteur | Echelle d'étude | Nbre de quadrats | Taille de la zone d'échantillonnage | Nbre total d'espèces |
|----------------------------|--|------------------|--|--|
| Dana <i>et al.</i> (2001) | Ville Almeria (700 ha) | 106 | Taille variable en fonction de l'habitat Entre 3 m ² et 100 m ² | 103 |
| Fransceschi (1996) | Ville | 112 | 16 m ² | 102 |
| Celesti-crapow (2006) | Ville (Rome) | 190 | 1,6 km ² | 1293 |
| Kühn et Klotz (2006) | Zones les plus urbanisées choisies de manière aléatoire en Allemagne | 60 | 130 km ² | 544 espèces indigènes en moyenne 197 espèces introduites en moyenne |
| Godefroid et Koedam (2007) | Ville (Bruxelles) | 189 | 1 km ² | 702 |
| Niemala (1999) | Sud de la Finlande | ND | Non précisé | 412 espèces recensées dans des terrains vagues contre 262 espèces dans les forêts semi-naturelles recouvrant la même surface |

1.2.3 Caractéristiques des espèces dominantes

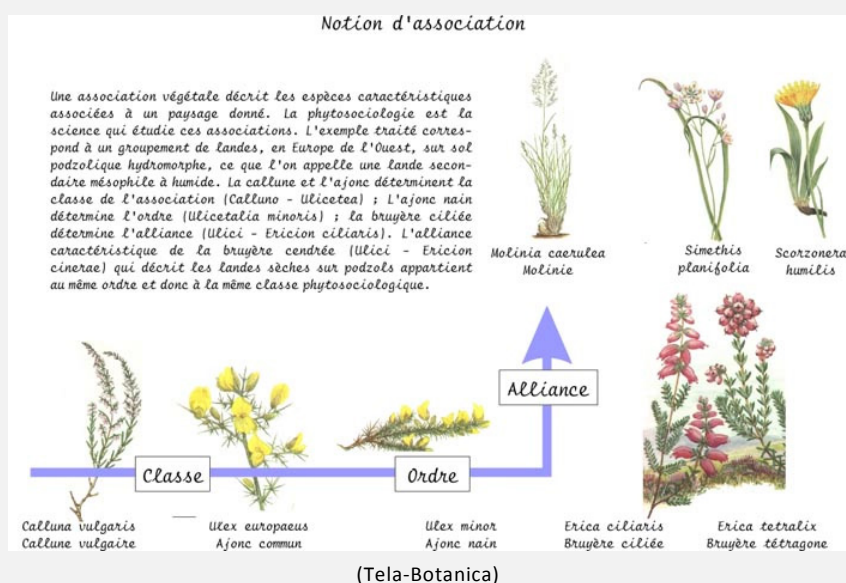
La littérature identifiant les espèces caractéristiques du milieu urbain est pauvre même si un point principal ressort nettement : la flore urbaine est constituée majoritairement d'espèces rudérales. Outre ce facteur commun [Dana *et al.*, 2001 ; Fransceschi, 1996], l'identification des espèces présentes en milieu urbain est réalisée de manière hétérogène suivant les auteurs, avec des démarches et des objectifs différents [Dana *et al.*, 2001]. D'autre part, les types de ville étudiés peuvent être très différentes avec par exemple des villes méditerranéennes présentant un contexte climatique particulier [Dana *et al.*, 2001]. Enfin, la flore urbaine se caractérise par une végétation disséminée [Fransceschi, 1996] ce qui représente une difficulté supplémentaire pour faire ressortir des espèces vraiment caractéristiques.

Il apparaît donc plus intéressant d'essayer d'identifier quelles sont les méthodologies appliquées pour l'étude de la flore urbaine plutôt que d'essayer de dresser une liste d'espèces caractéristiques qui ne saurait être exhaustive.

L'étude de la végétation en milieu urbain peut s'appuyer sur différents critères [Encadré 2].

1. La flore peut être décrite à l'aide de la caractérisation des espèces, de leur genre, de leur famille.
2. Suivant l'objectif et l'échelle d'étude, la flore peut également être décrite selon différents critères de classification.

| Catégories | Critères de classification | Exemples |
|-------------|---|---|
| Classe | Structure de la végétation et forme de croissance dominante | Arbres/Arbustes/Herbes |
| Sous-classe | Caractéristiques de la forme de croissance | Feuilles caduques ou persistantes |
| Groupe | Caractéristiques des feuilles en correspondance avec le macroclimat | Feuilles persistantes des régions froides |
| Sous-groupe | Impact de l'homme : naturel, semi-naturel ou cultivé | Végétation naturelle |
| Formation | Critères physiologiques, facteurs environnementaux | Bois à feuilles persistantes des régions froides |
| Alliance | Espèce diagnostique de la strate supérieure ou de la strate dominante | Juniperus occidentalis Alliance |
| Association | Espèce diagnostique additionnelle quelque soit la strate | Juniperus occidentalis/Artemisia tridentata Association |



3. La flore peut également être décrite suivant leur type biologique :
 - Thérophytes : plantes qui germent après l'hiver et font leurs graines avec un cycle de moins de 12 mois
 - Géophytes : espèces pluri-annuelles herbacées avec organes souterrains portant les bourgeons
 - Hémicryptophytes : espèces herbacées pérennes dont les bourgeons sont au ras du sol
 - Chaméphytes : plantes ligneuses ou herbacées dont les bourgeons sont situés à moins de 50cm au-dessus du sol
 - Phanérophytes : plantes ligneuses dont les bourgeons sont situés à plus de 50cm au-dessus du sol
 - Hélophytes : plantes semi-aquatiques
 - Hydrophytes : plantes aquatiques

Encadré 2 Différentes méthodes de description de la végétation

Forts de ces précisions, nous pouvons maintenant identifier les grandes caractéristiques de la flore urbaine. La Figure A-3 présente les différents paramètres de description généralement retrouvés dans la littérature dans le but de décrire la flore urbaine.

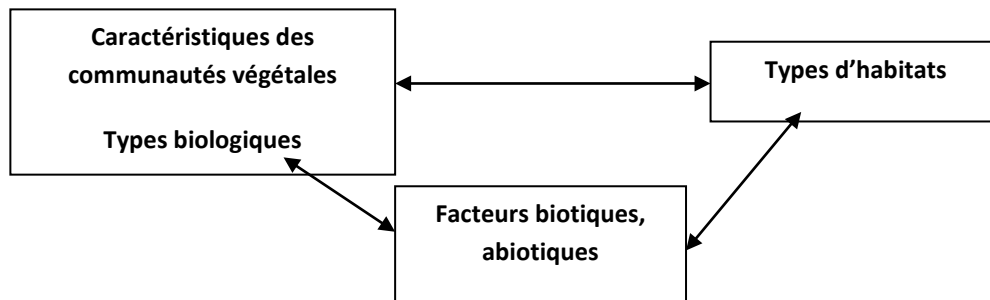


Figure A-3 Paramètres de description de la flore urbaine

On peut tout d'abord citer une étude qui date de 1983 menée par Shimwell (cité par Ash (1991)), qui propose une clé de détermination des grands types de végétation en milieu urbain suivant le type d'habitat [Tableau A-3]. Les auteurs qui s'intéressent à la description des habitats en milieu urbain, s'orientent vers la description d'un habitat précis et de sa flore. On peut notamment distinguer les études sur les terrains vagues [Muratet *et al.*, 2007], les jardins [Doody *et al.*, 2010] ainsi que les parcs et les bois [Doody *et al.*, 2010]. Ces études se concentrent sur les milieux qui sont jugés les plus importants à protéger car ils abritent une forte richesse floristique, particulièrement en nombre d'espèces.

Les études plus récentes s'attachent davantage à mettre en relation les espèces présentes avec les facteurs édaphiques du milieu. Depuis très longtemps, il est établi que l'apparition ou la disparition spontanée de certaines espèces dans un milieu est indicateur de l'état du sol (état hydrique, caractéristiques physico-chimiques, caractéristiques topographiques) [Reynaud-Beauverie, 1936]. Les plantes représentent de très bons outils pour révéler les dysfonctionnements de l'écosystème que ce soit à travers la diversité des espèces, leur abondance et leur caractère intégrateur [Godefroid, 2001]. La prise en compte des différents facteurs édaphiques est variable selon les auteurs. Certains peuvent se contenter d'étudier la répartition de la végétation en fonction de la fréquence de perturbation du milieu alors que d'autres vont s'attacher à relier la biodiversité à des paramètres physico-chimiques.

Tableau A-3 Les grandes catégories de végétation en milieu urbain [[Shimwell, 1983] (cité par Ash (1991))

| |
|---|
| <p>1. Communautés pionnières des milieux rocheux, murs, toits, trottoirs et autres surfaces métalliques</p> <p>1.a Tapis de mousses et d'hépatiques, plantes sans fleur 1.b Lichens 1.c Des fragments de fougères et des plantes fleurissant dans des crevasses et dans les rebords</p> |
| <p>2. Communautés aquatiques submergées et flottant composées de plantes vivaces, d'hydrophytes dans les plans d'eau douce</p> <p>2.a Communautés de plantes flottant librement à la surface et submergées (pleustophytes) dans des eaux stagnantes ou des eaux lentes 2.b Communautés de plantes flottant à la surface et submergées (rhizophytes) dans des eaux stagnantes ou des eaux lentes 2.c Communautés de bryophytes de roches submergées périodiquement ou de manière permanente</p> |
| <p>3. Les espèces rudérales dominées par des espèces annuelles (thérophytes) ou bisannuelles</p> <p>3.a Communautés d'annuelles à faible croissance typiques des jardins, des bordures ornementaux des parcs, des bords de routes et des décharges 3.b Communautés dominées par les thérophytes colonisant les décombres, ... 3.c Communautés de vases eutrophiques et de milieux périodiquement inondés</p> |
| <p>4. Les communautés marécageuses de taille importante des rivières, canaux et lacs dominées par une variété de monocotylédones</p> <p>4.a Roselières dominées par <i>Phragmites australis</i> 4.b Graminées et communautés de joncs 4.c Communautés de carex de taille moyenne (70-150cm)</p> |
| <p>5. Les communautés marécageuses de faible croissance (<70cm) des marécages et étangs dominés par des graminées et des espèces vivaces herbacées (hélrophytes)</p> <p>5.a Espèces naissantes des marécages. Espèces à croissance lente. 5.b Etangs dominés par des espèces de joncs 5.c Etangs dominés par des espèces de carex</p> |
| <p>6. Des herbes vivaces de grande taille (>70 cm) des berges, des bords de routes et des berges des étangs</p> <p>6.a Communautés dominées par des graminées de taille importante et des ombellifères 6.b Communautés dominées par des herbes de taille importante, principalement des espèces natives 6.c Communautés dominées par des plantes introduites, dont beaucoup viennent des jardins</p> |
| <p>7. Graminées vivaces de petite taille incluant des pelouses régulièrement tondues</p> <p>7.a Pelouses, dominés par une ou plusieurs espèces natives 7.b Pelouses tondues, herbacées vivaces 7.c Communautés dominées par des espèces introduites ou des espèces de faible croissances (<70 cm)</p> |
| <p>8. Fourrées, haies et les buissons ornementaux des parcs, dominés par des arbustes de moins de 5m de haut</p> <p>8.a Arbustes ligneux dominés par des espèces éricacées de moins de 70 cm de haut 8.b Ajoncs et fourrées se développant sur des sols acides 8.c Patches de ronces qui se développent dans des habitats très diverses 8.d. Forêts mixtes formées par un mélange d'aubépines, de noisetiers et une variété d'arbustes qui sont des espèces natives, se développant sur des sols secs ou humides 8.e. Forêts dominées par des bouleaux, des saules, aulnes, peupliers qui se développent naturellement ou sont plantées 8.f. Broussailles formées par des arbustes plantés, des arbres à feuilles persistantes et des arbres à feuilles caduques</p> |
| <p>9. Des bois à feuilles caduques et persistantes, de plus de 5 m de haut</p> <p>9.a Arbres se développant sur des sols relativement secs et acides 9.b Forêts de hêtres 9.c Sycomores mixtes, frênes, taillis 9.d. Milieux dominés par des saules, des aulnes et des forêts de bouleaux se développant sur des sols humides 9.e. Plantations ornementales et avenues dans lesquelles sont introduits principalement des arbres à feuilles caduques, des arbres cultivés 9.f. Plantations de conifères constituées à la fois d'arbres à feuilles caduques et d'arbres à feuilles persistantes 9.g. Bois rigoureusement entretenus et gérés, comprenant des étendues de pelouses avec des massifs plantés ou se développant naturellement et des arbres standards.</p> |

Dana *et al.* (2001) proposent, par exemple, une étude de la relation entre les caractéristiques des espèces connues pour coloniser des habitats tout à fait caractéristiques du milieu urbain et des paramètres tels que la fréquence de perturbations du milieu et la disponibilité en eau [Figure A-4].

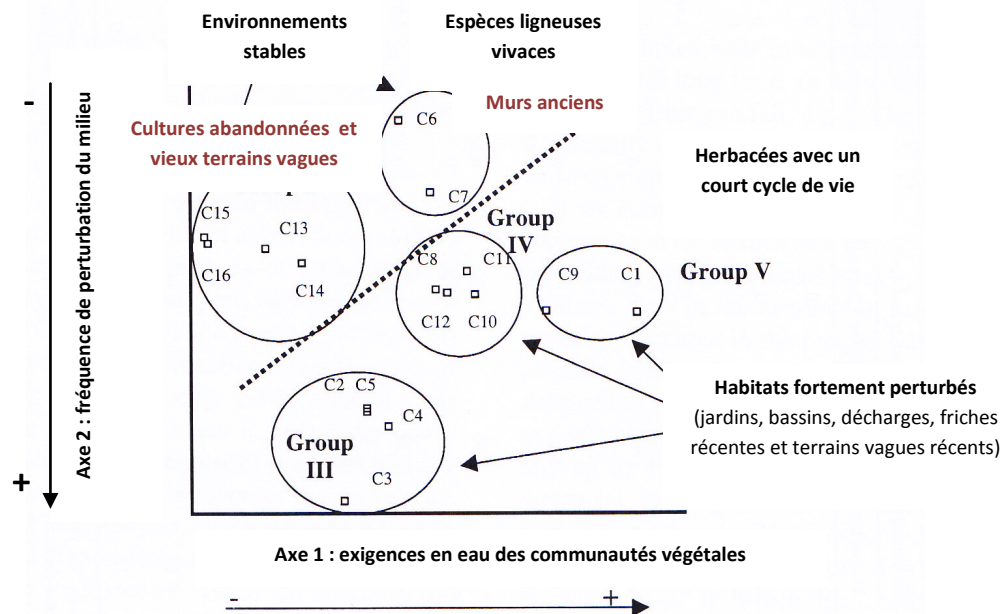


Figure A-4 Répartition des communautés végétales en fonction de la fréquence de perturbation d'un habitat et des exigences en eau [Dana *et al.*, 2001]

La répartition des communautés en fonction de la fréquence de perturbations de l'écosystème dans l'ensemble des terrains vagues d'une ville, par Fransceschi (1996), conclut également sur la formation de deux grands groupements de végétaux : les espèces thérophytes caractéristiques de milieux perturbés et récemment abandonnés et un 2^{ème} ensemble composé d'espèces vivaces dans des terrains présentant de faibles signes de perturbation récentes du sol. Ces communautés se caractérisent par leur résistance à la tonte, au feu et à leur régénération rapide [Fransceschi, 1996].

Concernant la disponibilité en eau d'un milieu, les végétaux sont couramment considérés comme **de bons indicateurs de l'humidité** : le caractère bio-indicateur des plantes peut être évalué à l'aide de l'indice d'Ellenberg⁶. Les espèces peuvent aller d'espèces aquatiques, qui sont entièrement immergées dans l'eau à des espèces xérophiles qui vivent sur des substrats secs de très faible disponibilité en eau, ou encore des espèces hygrophiles, qui vivent sur des sols exceptionnellement immergés mais constamment proches de la saturation [Lemée, 1978].

Une analyse de la végétation encore plus fine peut être réalisée en rajoutant d'une part un facteur supplémentaire tel que la **disponibilité en nutriments**. C'est cette approche plus détaillée que propose Ash (1991) dans une revue bibliographique qui s'intéresse de manière générale à la végétation urbaine à l'échelle de l'Angleterre [Tableau A-4].

D'une manière générale, Ash (1991) et Muratet *et al.* (2007) précisent que la végétation rudérale peut être particulièrement nitrophile. Dans leur étude, Lososova *et al.* (2006)

⁶ Indice d'Ellenberg : Indice chiffré allant de 1 à 12 qui varie en fonction du degré d'humidité. L'indice 1 correspond à une espèce xérophile et l'indice 8 correspond à une espèce héliophyte.

précisent également que les plantes rudérales du milieu urbain peuvent être très demandeuses en nutriments et lumière.

Le caractère bio-indicateur des plantes peut être étudié sur une multitude d'autres paramètres tels que la lumière, la température, l'acidité du sol, la richesse en matière organique, à l'aide de l'indice d'Ellenberg [Schulze *et al.*, 2005].

1.2.4 Cas particulier des bassins de traitement des eaux

Parmi les études sur la flore en milieu urbain, on en recense très peu s'intéressant à la biodiversité de milieux tels que les marais, étangs, lacs [Ash, 1991]. On ne recense aucune étude sur des ouvrages d'assainissement pluvial tels que des bassins (rétention, infiltration) faisant l'objet d'une arrivée plus ou moins régulière d'eau. Cette absence d'études peut s'expliquer par le manque de considération pour cet habitat considéré comme perturbé et donc ne présentant pas une richesse particulière. D'autre part, ces ouvrages et particulièrement les bassins de récupération des eaux pluviales sont de plus en plus souvent végétalisés volontairement par des espèces caractéristiques de zones humides (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*,...) dans un but de décontamination du milieu et les travaux se concentrent essentiellement sur l'efficacité de l'ouvrage en matière d'épuration.

Tableau A-4 Répartition d'espèces végétales suivant les conditions abiotiques de l'habitat [Ash, 1991]

| Disponibilité en nutriments | Disponibilité en eau | Habitat | Espèces |
|-----------------------------|----------------------|-----------------------------|--|
| Abondant | Abondant | Champs d'épandage | <i>Atriplex prostrata</i> <i>Biden</i> spp. <i>Chenopodium rubrum</i> <i>Polygonum</i> spp. |
| Abondant | Suffisant | Jardins | <i>Bromus sterilis</i> <i>Chenopodium album</i> <i>Hordeum morinum</i> <i>Senecio vulgaris</i> <i>Stellaria media</i> <i>Veronica</i> spp. |
| Limité | Limité | Décombres | Espèces vivaces : <i>Agrostis capillaris</i> <i>Rumex crispus</i> <i>Rumex obtusifolius</i> <i>Tussilago farfara</i> Espèces annuelles : <i>Diploaxis</i> spp. <i>Senecio squalidus</i> <i>Sinapsis arvensis</i> <i>Sisymbrium</i> spp. <i>Tripleurospermum inodorum</i> |
| Insuffisant | Insuffisant | Viaducs | Lichens spécialement : <i>Marchantia polymorpha</i> , mousses éparses |
| Insuffisant | Insuffisant | Macadam (neutre/acide) | Mousses : <i>Bryum argenteum</i> <i>Ceratodon purpureus</i> |
| Insuffisant | Insuffisant | Briques (neutre/alcalin) | Mousses : <i>Funaria hygrometrica</i> <i>Leptobryum pyriforme</i> Lichens : <i>Lunularia cruciata</i> |
| Insuffisant | Insuffisant | Béton (alcalin et calcaire) | Mousses : <i>Barbula</i> spp. <i>Bryum</i> spp. <i>Tortula muralis</i> Lichens : <i>Xanthoria</i> spp. |

1.3 Que retenir sur la végétation urbaine

L'écosystème urbain se caractérise par une sollicitation anthropique importante, par une fragmentation des habitats et une hétérogénéité spatiale et temporelle des ressources en nutriments et en eau dans les milieux susceptibles d'être colonisés par la végétation. Dans ces milieux anthropisés, la végétation colonise naturellement des milieux plus ou moins perturbés (terrains vagues récents, jardins piétinés,...) et des milieux plus ou moins extrêmes (murs,...).

En terme de bilan, la classification de Mc Kinney (2002) permet de distinguer les espèces évitant le milieu urbain, le plus souvent des espèces natives ; les espèces qui s'adaptent au milieu urbain, principalement des espèces rudérales caractéristiques du stade pionnier ; et enfin, les espèces qui exploitent le milieu urbain et sont tolérantes à des conditions de fortes perturbations. A grande échelle, régionale voire nationale, le milieu urbain semble protéger une flore plus riche que le milieu rural environnant. Dans les études à plus petites échelles, les auteurs font, au contraire, part d'une homogénéisation de la flore et d'une perte d'espèces remarquables. Il n'y a aucun inventaire de la flore se développant naturellement dans des ouvrages d'assainissements urbain comme les bassins de rétention et d'infiltration d'eau pluviale.

L'intérêt d'étudier la flore dans des systèmes anthropisés, comme le milieu urbain, repose principalement sur le caractère bio-indicateur des plantes. Celles-ci représentent de très bons outils pour révéler les éventuels dysfonctionnements de l'écosystème que ce soit à travers la diversité des espèces ou leur abondance. Les végétaux sont de bons indicateurs de l'humidité : en milieu urbain, les espèces peuvent aller d'espèces aquatiques colonisant des plans d'eau à des espèces xérophiles se développant sur des substrats secs présentant une très faible disponibilité en eau. Les plantes rudérales en milieu urbain peuvent également exiger une disponibilité en nutriments très variable.

Partie 2 Interactions entre dépôts urbains et plantes

Nous allons décrire ici les connaissances existantes sur les caractéristiques physico-chimiques de la surface des bassins d'infiltration d'eaux pluviales et plus spécifiquement la teneur en métaux lourds. Une fois la végétation en place dans ces ouvrages, il est important de décrire les interactions entre la plante et la surface du bassin qui vont influencer très fortement sur le fonctionnement de l'ouvrage et la mobilité des polluants métalliques. Pour cela, des éléments de définition et de caractérisation de la spéciation et de la mobilité des métaux sont donnés.

Les métaux spécifiquement étudiés sont le zinc, le cadmium et le cuivre. Ces métaux font partie des contaminants représentatifs du milieu urbain, provenant de la pollution routière, des toitures en zinc, ou encore des émissions industrielles. Ces métaux présentent des affinités relativement contrastées avec les autres constituants du sol et nous verrons qu'ils présentent des mobilités différentes. Enfin, le cadmium est toxique pour les plantes alors que le zinc et le cuivre sont des oligo-éléments et deviennent toxiques à partir d'un seuil de concentration.

Il est enfin nécessaire de noter que, dans la littérature, les termes les plus employés pour désigner les premiers centimètres du sol de bassins de récupération des eaux pluviales sont dépôts et sédiments. Nous reprendrons ces mêmes appellations dans cette synthèse bibliographique.

2.1 Caractéristiques physico-chimiques des dépôts

Les bassins d'infiltration et de rétention sont des ouvrages prévus pour écrêter les flux d'eau et traiter, en amont, la pollution véhiculée par les eaux pluviales. La nature et les sources de contamination de ces eaux a fait l'objet d'études préalables tels que Pagotto (1999), Delmas-Gadras (2000) ou Durand (2003). On distingue les eaux météoritiques, qui entraînent un apport de contaminants sous la forme de particules fines retombant sur le sol en période de temps sec et sous forme de retombées humides et les eaux de ruissellement des chaussées routières et des toitures.

La caractérisation de la couche de surface des bassins d'infiltration et de rétention a déjà fait l'objet de plusieurs synthèses bibliographiques récentes menées par Durand (2003), Larmet (2007), Badin *et al.* (2008), Badin (2009). Ces synthèses balayent à la fois la composition minérale, organique de cette couche de surface, sa structure et texture, ainsi que sa charge polluante en métaux lourds et hydrocarbures et la répartition en fonction des classes granulométriques.

Cette couche de surface est généralement de texture argilo-limoneuse [Ruban V., 2005]. Après synthèse bibliographique sur 9 études, Badin (2009) met en évidence, que le plus souvent, 75% de la masse sèche ou volume de cette couche est inférieure à 100 μm . On peut compléter par les études de Chebbo (1992) et Kempf (2001) qui trouvent respectivement que 79% et 73% des particules solides sont inférieures à 100 μm . Plusieurs auteurs, principalement

Badin (2009) mais également Larmet (2007) ont mis en évidence un fort niveau d'agrégation du matériau qui dépend essentiellement de la teneur en eau.

Le Tableau A-5, d'après Badin (2009), permet de souligner **la richesse en matière organique** de cette couche de surface (qui peut atteindre 20% en masse), couche qui va constituer la source de prélèvement du couvert végétal. A titre de comparaison, Calvet (2003) cite des valeurs de phosphore comprises entre 1,7 et 6,6 g/kgMS pour des boues de station d'épuration. On voit ainsi que le dépôt réalisé à la surface des bassins est particulièrement **riche en deux éléments essentiels à la vie de la plante que sont l'azote et le phosphore**.

Les principales phases solides, minérales et organiques du dépôt formé en fond de bassins seront présentées dans la partie relative aux constituants intervenant dans la rétention des polluants.

Tableau A-5 Teneurs en Matière organique dans les sédiments de bassins de rétention et d'infiltration [Badin, 2009]

| Référence | Matériaux | Perte au feu en % (MS) | COT en g/kg MS | N total en g/kg MS | P total en g/kg MS | NH ₄ ⁺ en g/kg MS |
|--|--|------------------------|----------------|--------------------|-----------------------|---|
| [Lee <i>et al.</i> , 1997b] | Particules décantées | - | 13-69 | - | - | - |
| [Durand, 2003] | Sédiments (min-max) 3 bassins | 14,7-22,3 | 94-188 | 5-8 | - | - |
| [Datry <i>et al.</i> , 2004] | Villeurbanne, La Doua (urbain) | - | 109 ±12 | 5,9 ±1,1 | 5,4 ±0,9 | 0,7 ±0,1 |
| [Dechesne <i>et al.</i> , 2004] | Bron (routier) | 2,2-21,0 | 24,5-148 | - | - | - |
| [Bedell <i>et al.</i> , 2004] | Chassieu (urbain, industrialisé) | 18±1 – 27±3 | - | - | - | - |
| [Mermillod-Blondin <i>et al.</i> , 2005] | Villeurbanne, La Doua (urbain) | - | 66 ±14 | 2,2 ±0,1 | 1,9 ±0,1 | <0,1 |
| [Pétavy, 2007] | Rétention et infiltration (6 bassins différents) | 4 – 24 | - | - | - | - |
| [Larmet, 2007] | Chassieu (urbain, industrialisé) Bron (routier) | 13 ±1 16±2 | 85,4 99,0 | 4,8 0,5 | Pjoret (0,4) (0,3) | - |
| [Nogaro, 2007] | Villeurbanne, La Doua (urbain) | POM=7,0 ± 0,5 | 55,6 ± 1,6 | 2,9 ±0,5 | 1,1 ±0,2 | - |
| [Murakami <i>et al.</i> , 2008] | Sédiments de bassins d'infiltration | 11±1 – 20±0 | - | - | - | - |
| [Mermillod-Blondin <i>et al.</i> , 2008] | Chassieu (urbain, industrialisé) | - | 197,7 ±8,1 | 5,7 ±0,3 | 3,6 ±0,1 | - |

Bassins de récupération d'eaux pluviales

Les **teneurs en éléments majeurs des sédiments** sont non seulement très influencées par le contexte local [Durand, 2003 ; Larmet, 2007] mais peuvent également varier de manière marquée au sein du même site comme le montrent les études menées par Larmet (2007) et

Badin (2009) [Tableau A-6]. On peut émettre l'hypothèse d'une **variabilité temporelle** mais également **une variabilité induite par la méthodologie de prélèvement des échantillons** (épaisseur prélevée qui peut être constituée de la couche de fines venant des eaux pluviales et du sol en place).

Tableau A-6 Teneurs en éléments majeurs dans les sédiments de bassins (en mg/gMS) [Badin, 2009]

| Localisation | Bassin | Si | Ca | Al | Fe | K | Mg | Na | Mn |
|------------------|------------------------------------|---------------------|------------------------|----------------------|------------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|
| Durand (2003) | Ronchin | 156 | 127 | 49 | 30 | 14 | 8 | 3 | 0.6 |
| | Cheviré | 248 | 12 | 61 | 35 | 24 | 8 | 12 | 0.4 |
| | St Joseph | 238 | 8 | 76 | 33 | 24 | 8 | 8 | 3 |
| Larmet (2007) | Chassieu (urbain industriel) | - | 104,5 | 35,4 | 27 | 10,45 | 6,9 | 5 | 0,44 |
| | Bron (routier) | - | 52,6 _{+/-3,7} | 15,8 _{+0,5} | 18,8 _{+/-0,4} | 3,45 _{+/-0,12} | 4,1 _{+/-0,1} | 1,68 _{+/-0,67} | 0,63 _{+/-0,02} |
| Badin (2009) | Chassieu (urbain industriel) | 226 _{+/-7} | 115 _{+/-7,6} | 16 _{+/-1} | 18,6 _{+/-1,3} | 3,6 _{+/-0,2} | 4,9 _{+/-0,3} | 0,4 _{+/-0,0} | 0,4 _{+/-0,0} |

La contamination métallique a également été étudiée à de nombreuses reprises. Cette revue bibliographique particulièrement riche fait ressortir les concentrations métalliques élevées [Tableau A-7]. Nous allons, dans cette thèse, nous concentrer sur le cadmium, zinc et cuivre qui sont non seulement caractéristiques de la contamination en milieu urbain mais présentent des propriétés géochimiques différentes.

Tableau A-7 Teneurs en métaux dans les sédiments de bassins (mg/kgMS) (d'après [Badin, 2009])

| Source | Localisation | Zn | Cu | Ni | Cr | Cd |
|--|--|------------------|----------------|---------------|---------------|-----------------|
| [Lee <i>et al.</i> , 1997a.] | Les Ardillères (autoroutier) | 141,0 | - | - | - | 0,39 |
| [Marsalek et Marsalek, 1997] | Kingston (entrée) | 112 | 20 | - | - | - |
| | Kingston (sortie) | 406 | 80 | - | - | - |
| [Scholes <i>et al.</i> , 1998] | Brentwood, Angleterre (urbain) | 39-675 | 25-122 | 17-147 | 6-50 | 3,3-8,7 |
| | Dagenham, Angleterre (urbain) | 21-830 | 17-178 | 23-187 | 3-167 | 3,0-9,6 |
| [Färm, 2001] | Suède (autoroutier) entrée | 221 | 62 | 43 | 29 | 0.6 |
| | Suède (autoroutier) sortie | 124 | 31 | 31 | 19 | 0.2 |
| [Sriyaraj et Shutes, 2001] | Londres (autoroutier, entrée) | 71-240 | 14-42 | - | - | 5,8-8,7 |
| | Londres (autoroutier, sortie) | 59-104 | 6-17 | - | - | 12,2-44,4 |
| [Durand, 2003] | Min-max (5 bassins) | 142-1847 | 23-325 | 12-499 | 19-348 | 0,3-7,8 |
| [Datry <i>et al.</i> , 2004] | Villeurbanne, la Doua (urbain) | 2350 ±626 | 374 ±118 | 67 ±13 | 94 ±21 | 25 ±12 |
| [Dechesne <i>et al.</i> , 2004] | Bron (routier) | 256-1827 | 25-176 | 12-33 | 23-67 | 1,5-4,8 |
| [Mermillod-Blondin <i>et al.</i> , 2005] | Villeurbanne, la Doua (urbain) | 412-420 | 88-102 | 22-23 | 38-48 | 4,5-5,0 |
| [Zanders, 2005] | Nouvelle Zélande (sédiments de rue, routier) | 962 | 124 | - | - | - |
| [Pétavy, 2007] | Min-max (6 bassins, urbains, routiers) | 315-1949 | 66-281 | 28-158 | 74-2979 | 0.35-2,6 |
| [Larmet, 2007] | Chassieu (urbain, industrialisé) | 2090 | 182 | - | - | 4,8 |
| | Bron (routier) | 1410 | 155 | - | - | 4,7 |
| [Nogaro, 2007] | Villeurbanne, la Doua (urbain) | 77,0 | 113,3 | - | - | 2,8 |
| [Saulais, 2007] | Min-max (3 bassins routiers) | 203-1180 | 104-306 | 17-35 | 69-74 | 0,4-1,3 |
| [Ganaye <i>et al.</i> , 2007] | Chassieu (urbain, industrialisé) | 2146-3628 | 160-227 | - | - | - |
| [Murakami <i>et al.</i> , 2008] | Min-max (3 bassins routiers) | 770-1500 | 140-340 | - | 68-110 | 1,3-3,0 |
| (Mermillod-Blondin <i>et al.</i> , 2008] | Chassieu (urbain, industrialisé) | 1168 | 257 | - | - | 19,1 |
| | | ± 14 | ± 4 | - | - | ± 0.4 |
| [Le Coustumer, 2008] | Sydney, Melbourne, Brisbane (Australie) | 11-2390 | 3-98 | - | - | 0,2-1,7 |
| | Chassieu (urbain, industrialisé) | 2500 | 313 | - | - | 7 |
| [Badin, 2009] | Chassieu (urbain, industrialisé) | 1156+/-70 | 115,5+/-39,9 | 117,3+/-30,2 | 87,9+/-8,0 | 11,4+/-2,2 |
| [Camponelli <i>et al.</i> , 2010] | Etats Unies (bassin de rétention routier) | 98-1031 | 41-215 | - | - | - |
| [Karlsson <i>et al.</i> , 2010] | Suède (bassin de rétention) | Environ 100-1400 | Environ 40-250 | Environ 14-35 | Environ 25-70 | Environ 0,1-1,0 |
| Normes hollandaises | Valeur cible | 140 | 36 | 35 | 100 | 0,8 |
| | Valeur d'intervention | 720 | 190 | 210 | 380 | 12 |
| Arrêté du 08/01/1998 (sols) | Valeur limite | 300 | 100 | 50 | 150 | 2 |

2.2 Mobilité des éléments trace : définition et méthodes de caractérisation

L'évaluation de la concentration totale des métaux dans les sédiments ne suffit pas pour déterminer l'impact environnemental d'un métal, car la forme chimique des métaux affecte leur capacité de transfert vers les écosystèmes [Mertens *et al.*, 2001]. La démarche adoptée dans ce paragraphe est synthétisée dans la Figure A-5 :

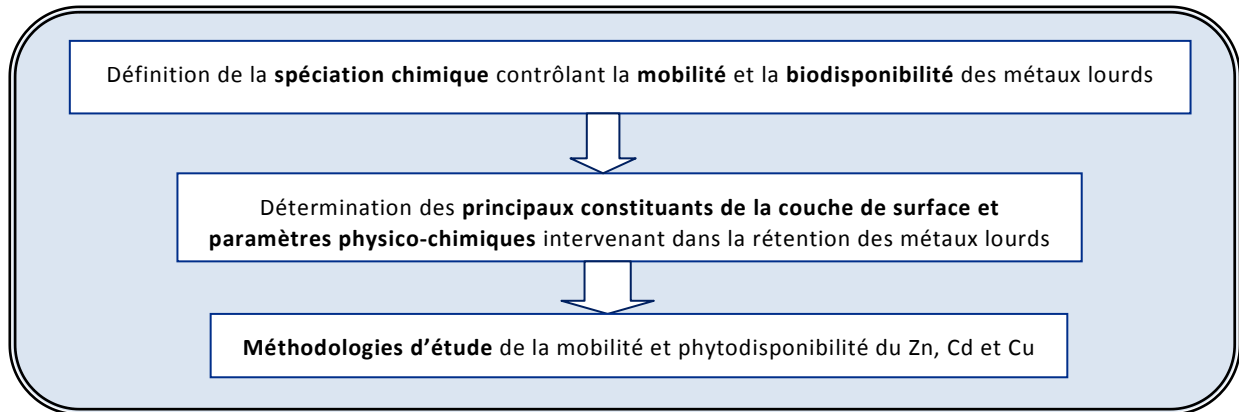


Figure A-5 Démarche adoptée dans l'étude bibliographique concernant la mobilité métallique

2.2.1 Définition de la spéciation métallique, mobilité et biodisponibilité

La **spéciation** d'un métal peut être définie comme la distribution d'un élément donné sous ses **différentes formes chimiques** [Bourg 1988, Sigg *et al.*, 2000]. Ce terme désigne initialement la forme chimique des éléments dans la phase liquide. Dans le cadre des sciences du sol où les échanges sont nombreux entre les différentes phases, cette appellation a été étendue aux formes chimiques des éléments liés aux phases solides (minérales ou organiques). Ainsi, Tack et Verloo (1995) définissent la spéciation chimique comme l'identification et la quantification des différentes formes ou phases dans lesquelles un élément peut se trouver. Ils précisent également que cette spéciation est essentiellement fonction de la minéralogie et la composition chimique des sols. Le transfert des métaux (les flux géochimiques, l'aptitude des métaux à être libérés dans la solution de sol) dépend en particulier de leur spéciation [Bourg 1988].

Bien que très souvent utilisé, le terme « **mobilité** » est très rarement défini. Des confusions existent sur sa définition, provenant du fait que ce terme est utilisé dans différents domaines. On peut d'abord citer les auteurs, comme Domergue et Vedy (1992), qui définissent la mobilité métallique comme la capacité d'un élément métallique à migrer de la couche de surface du sol vers d'autres compartiments, notamment le compartiment vivant, le sous-sol minéral et l'eau gravitaire. D'autres auteurs s'intéressent plus aux processus physico-chimiques gouvernant la migration et/ou l'immobilisation des métaux dans le sol [Sigg *et al.*, 2000].

La définition de la **biodisponibilité** apporte une notion supplémentaire en rajoutant le compartiment biologique par le préfixe « bio » et lorsqu'il s'agit de plantes, le terme approprié est plus particulièrement « phytodisponibilité ». Dans leur article, «Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated», Semple *et al.* (2004) soulignent la difficulté de donner une définition unique de la biodisponibilité qui puisse satisfaire les différentes disciplines concernées par ce terme.

A l'origine, le terme « biodisponibilité » est utilisé par les toxicologues et les pharmacologues dans le domaine de la santé humaine. Pour eux, le terme de biodisponibilité est utilisé pour identifier la disponibilité de xénobiotiques après apport par voie intraveineuse ou voie orale.

Les toxicologues de l'environnement définissent la biodisponibilité comme la fraction du composé chimique qui est **absorbée et capable d'atteindre le système circulatoire d'un organisme** [Semple *et al.*, 2010]. Kramer et Ryan (2000) ainsi que Ruby *et al.* (1996) (cité par Semple *et al.* (2004)), complètent cette définition en précisant que ce transfert a lieu via des processus de désorption dans le sol et sous certaines conditions physiologiques : ainsi, le rapport technique publié par le centre européen d'Ecotoxicologie et de Toxicologie des composés chimiques définit la biodisponibilité comme « **la capacité d'une substance à interagir avec le système biologique d'un organisme** » ou encore comme « la part de la quantité totale d'un élément dans l'environnement qui est **potentiellement disponible pour une action biologique** ».

Dans le **domaine des sciences végétales**, on recense des définitions prenant en compte **l'accessibilité des éléments à l'absorption par la plante**. Ainsi, pour qu'un élément soit phytodisponible, il doit être à proximité de la membrane racinaire pendant une durée définie [[Cataldo et Wildung, 1978] cités par [Semple *et al.*, 2004]]. La forme du composé va avoir une influence sur sa solubilité, sa mobilité et sur le taux et la durée de prélèvement [Cataldo et Wildung, 1978]. Différents auteurs [Lebourg, 1996 ; Brun *et al.*, 1998 ; Chaignon, 2001] relient la concentration de l'élément dans la plante avec sa forme chimique dans le sol et concluent ainsi à sa plus ou moins grande biodisponibilité.

Enfin, certains auteurs donnent des définitions très générales comme Baize (2002) qui définit la biodisponibilité comme étant la **propriété d'un élément présent dans le sol, à être plus ou moins absorbé par les organismes vivants du sol**.

La notion de biodisponibilité peut être synthétisée par la Figure A-6:

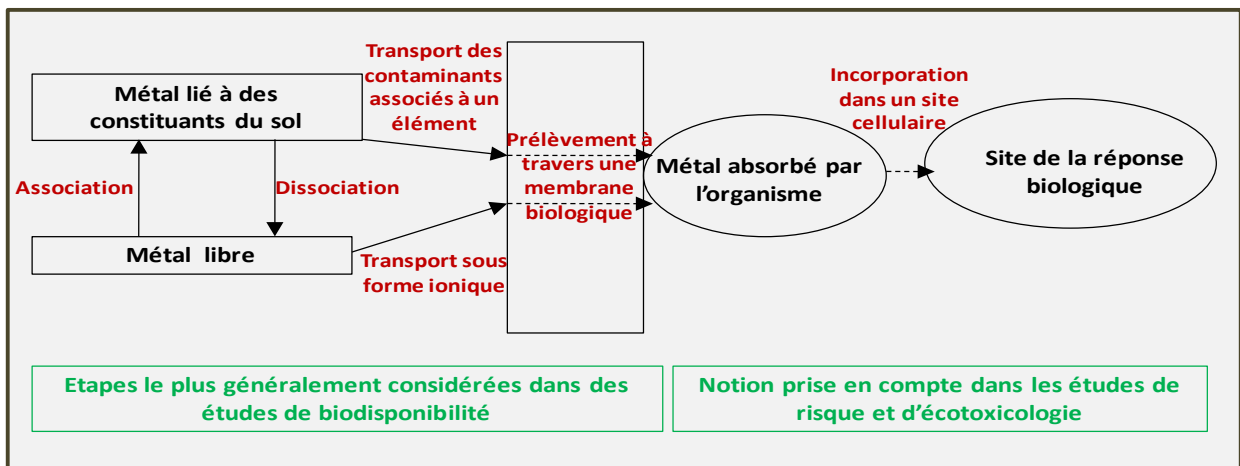


Figure A-6 Synthèse sur la notion de biodisponibilité [d'après Semple *et al.*, 2004]

Dans ces travaux, nous faisons le choix de considérer l'élément biodisponible dans le sol comme un élément qui peut, via des processus physico-chimiques, être transféré vers la plante, et être accumulé par celle-ci, comme cela est fait par de nombreux auteurs [Chaignon et al., 2003 ; Capilla, 2005 ; Brun et al., 2001 ; Lebourg, 1996]. Nous serons par contre conscients des limites de cette approche qui occulte la physiologie de la plante et les mécanismes de transformation à l'intérieur de l'organisme.

2.2.2 Les différents constituants de la couche de surface intervenant dans la rétention des métaux lourds

La mobilité et biodisponibilité des métaux sont contrôlées par les réactions physico-chimiques qui ont lieu entre éléments métalliques et phases solides. Un élément métallique peut interagir de multiples manières avec les constituants du sol.

Les métaux peuvent se trouver :

- soit dans la solution du sol, dissous ou complexés avec les espèces organiques ou inorganiques en solution,
- soit en interaction avec la phase solide organique ou minérale ou encore piégés dans la biomasse.

La Figure A-7 permet de distinguer à la fois des interactions ou sorption de surface entre le métal et la matière minérale ou organique. Ces interactions regroupent l'adsorption (1) et la précipitation de surface (2), des phénomènes de substitution (3).

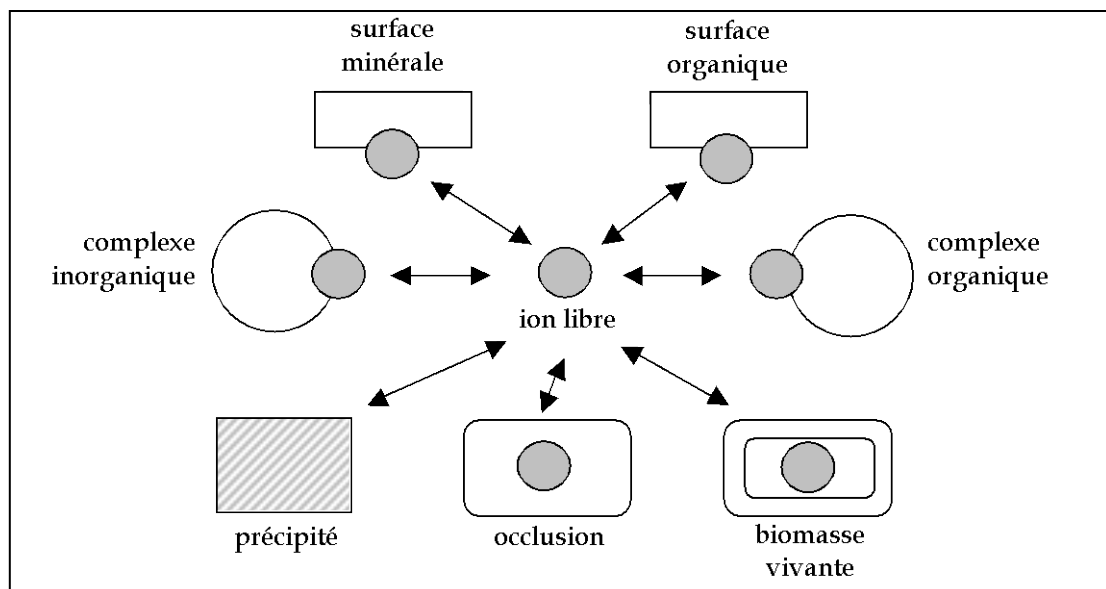


Figure A-7 Principales interactions intervenant dans la rétention des métaux lourds [Schulin et al., 1995]

- **Adsorption** : La sorption est un processus chimique important qui régule la répartition des métaux entre la phase liquide et la phase solide dans le sol. Il est nécessaire de distinguer la physisorption (ou complexation en sphère externe) de la chimisorption (ou complexation

en sphère interne). La physisorption est attribuable à l'effet électrostatique qui attire les charges positives (cations métalliques) à la surface réactive chargée négativement. Ces complexes de sphère externe sont **facilement échangeables** [Sigg *et al.*, 2000]. La chimisorption met en jeu la création de liaisons chimiques, directement entre le cation métallique et la surface réactive. Le ligand se lie au cation métallique en créant une (ou des) liaisons pour former une entité dénommée complexe. Ces complexes sont **plus difficilement échangeables**.

- **Précipitation de surface** : Le phénomène de précipitation dépend de la concentration du polluant métallique dans le milieu. L'attraction d'un ion vers une surface négative entraîne une augmentation locale de sa concentration au voisinage de la surface. Si cette concentration locale dépasse le produit de solubilité (Ks), il y a formation d'un précipité à la surface du solide.
- **Substitution dans le réseau cristallin** : Un atome peut se substituer à un autre dans le réseau cristallin, lorsque leurs charge, électronégativité et taille sont similaires [Alloway, 1995].

2.2.2.1 La matière minérale

La matière minérale est composée :

- de minéraux primaires formant essentiellement la fraction grossière [Duchaufour, 1995] Parmi les **minéraux primaires**, on peut citer, entre autres, les silicates, le mica, le quartz, le feldspath.
- de minéraux secondaires issus de l'altération de certains minéraux primaires, qui constituent l'essentiel de la fraction fine. Parmi ces matériaux secondaires, on peut citer les oxydes et hydroxydes de fer [Blanchard, 2000], les carbonates (calcite, dolomite, valérite et aragonite) [Février, 2001], les minéraux argileux.

Peu d'études proposent un bilan quantitatif des différents minéraux présents dans les dépôts urbains formés à la surface des bassins de rétention et d'infiltration. Quantitativement, d'après Durand (2003), ce sont principalement les carbonates et les minéraux primaires tels que le quartz qui prédominent dans les dépôts de surface dans les bassins de récupération des eaux pluviales en milieu urbain. Il est cependant nécessaire de noter qu'il y a peu d'études proposant une caractérisation détaillée des constituants minéraux de ces dépôts. Les auteurs indiquent généralement que la composition minéralogique dépend essentiellement des caractéristiques du bassin versant drainé et notamment du contexte géochimique local.

Si l'on s'intéresse plus précisément **aux carbonates**, on note que ce terme fait référence le plus souvent à la **calcite** (CaCO_3) et à la **dolomite** ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) [Sigg *et al.*, 2000], mais elle peut également comprendre la valérite et l'aragonite. Les dépôts formés à la surface des bassins de rétention et d'infiltration peuvent présenter des teneurs en carbonates très variables selon le contexte géochimique [Tableau A-8]. Larmet (2007) et Badin (2009) ont ainsi mesuré des teneurs élevées atteignant 259g/kgMS dans des dépôts formés sur un substrat fluvio-glaciaire.

Tableau A-8 Teneurs en carbonates dans les dépôts en milieu urbain

| Etude | Site d'étude | CaCO ₃ (g/kgMS) |
|----------------------------|--------------------------------------|----------------------------|
| Durin (2006) | Bassin routier/région nantaise | 10,4 |
| Larmet (2007) | Bassin routier/ région lyonnaise | 131 |
| | Bassin industriel / région lyonnaise | 259 |
| Badin <i>et al.</i> (2009) | Bassin industriel / région lyonnaise | 162 _{+/-1} |
| | Bassin routier / région nantaise | 7 _{+/-0} |

Les métaux peuvent être fixés par adsorption, par précipitation ou encore, par exemple, par insertion dans le réseau de calcite. Le pH contrôle fortement la précipitation des carbonates, ceux-ci étant dissous quand le pH diminue. Cependant, ces systèmes présentent un fort pouvoir tampon [Sigg *et al.*, 2000], renforcé en présence de matière organique [Schulin *et al.*, 1995 ; Duchaufour, 1995].

Des études sur la calcite pure ont mis en évidence la capacité du zinc ou du cadmium à s'adsorber à la surface de la calcite [[Davis *et al.*, 1998] cité par [Février, 2001]]. Le nombre de sites qui peuvent adsorber le zinc ne représente que 10% des sites totaux de la surface et le zinc est complexé sous forme hydratée, qui le rend facilement désorbable. L'adsorption du zinc sur la calcite semble réversible à 100% en diminuant le pH de la solution [[Zachara *et al.*, 1989] cité par [Février, 2001]]. Le zinc peut en outre être séquestré par de la calcite en train de précipiter où il est alors fortement retenu. Le taux incorporé dans la calcite dépend de la cinétique de précipitation de cette calcite.

A faible concentration, le cadmium peut s'adsorber à la surface de la calcite [Martin-Garin, 2000 ; Février, 2001]. Cette adsorption se fait par complexation de l'ion Cd²⁺ déshydraté qui est ainsi difficilement désorbable.

Les minéraux secondaires comme les argiles ou les oxydes et hydroxydes ont été peu étudiés spécifiquement dans les bassins pluviaux. Durand (2003) s'est intéressé à la caractérisation des oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse. Il a ainsi démontré la présence de nombreux oxydes de fer dans des sédiments d'ouvrages pluviaux et Badin (2009) a caractérisé la fraction argileuse de prélèvements de surface effectués sur un bassin d'infiltration. Ces constituants du fait de leur forte surface spécifique et de leurs caractéristiques chimiques jouent un rôle important dans la sorption des métaux lourds.

2.2.2.2 La matière organique

La caractérisation de la matière organique dans les dépôts urbains met en évidence des contributions à la fois anthropique et naturelle (microbienne ou végétale). La matière organique peut être divisée en deux catégories : Les substances humiques et "non humiques" [Baldock et Nelson, 1999].

Les **substances non humiques** sont constituées de composés qui n'ont pas, ou partiellement, été dégradés depuis leur synthèse par les organismes vivants. Parmi les substances non humiques, on peut citer notamment les lipides, les lignines, les acides aminés [Alloway, 1995] (cité par Panfili (2004)). Les lipides sont essentiellement constitués

d'hydrocarbures à des concentrations élevées et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ces composés proviennent des résidus de combustion de carburants ou de fuites ou rejet direct de produits pétroliers dans le réseau d'eaux pluviales.

La décomposition de la matière organique d'origine végétale aboutit à la formation de **substances humiques** qui se classent selon leur solubilité : les humines, insolubles en milieu alcalin et acide ; les acides humiques, solubles en milieu alcalin, et les acides fulviques, solubles à la fois en milieu acide et alcalin [Durand, 2003].

Durand (2003) a réalisé **une caractérisation moléculaire de la matière organique de ces dépôts de sédiment dans des bassins de récupération d'eaux pluviales** [Tableau A-9]. L'humine ressort comme la fraction organique la plus importante, pouvant représenter de la moitié aux trois-quarts de la teneur totale en matière organique dans les sédiments. Les lipides ; les plus mobiles, peuvent représenter un tiers de la fraction organique.

Tableau A-9 Composition de la matière organique dans des sédiments de bassins (% en masse totale de MO)

| Etude | Site | Humine | Acides humiques | Acides fulviques | Lipides |
|---------------|---------|--------|-----------------|------------------|---------|
| Durand (2003) | Wissous | 46,6 % | 13,3 % | 4,7 % | 35,4 % |
| | Ronchin | 75,7 % | 2,6 % | 10,3 % | 11,4 % |
| | Cheviré | 57,6 % | 18 % | 4,5 % | 19,9 % |

Les mécanismes prépondérants d'adsorption entre métaux et surface organique sont les mécanismes de surface tels que la complexation (en sphère externe et interne) et dans une moindre mesure, la précipitation [Bourg, 1988 ; Sigg *et al.*, 2000]. Les métaux peuvent se complexer en réagissant avec les groupements fonctionnels des molécules organiques, tels que, par exemple, les groupements aminés, les groupements phosphatés ou encore les acides carboxyliques [Aulin *et al.*, 1997 ; Durand, 2003 ; Muris, 2004 ; Causse, 2009]. De nombreuses fonctions peuvent être détectées par spectroscopie infrarouge tels que des groupements hydroxyles d'alcools, phénols, acides, des fonctions oxygénées de type ester ou éther [Durand, 2003]. Les substances humiques peuvent former avec les argiles des complexes dits « argilo-humiques » présentant de grandes surfaces réactives et contribuant ainsi à la rétention des métaux par un ensemble de mécanismes complexes. Les éléments métalliques peuvent également être retenus sous forme échangeable et être ainsi facilement mobilisables. La matière organique possède ainsi une capacité d'échange cationique élevée (entre 2000 et 5000 meq/kg) [d'après [Musy et Soutter, 1991] cités par [Larmet, 2007]].

Une fraction de la matière organique peut être soluble. Cette matière organique dissoute est connue pour son rôle dans la mobilité des métaux, notamment le cuivre [Citeau, 2004] (cité par [Causse, 2009]). L'association entre carbone organique dissous et métaux va contribuer à accroître la mobilité métallique de cet élément dans la solution du sol, même s'il convient de rester prudent sur l'importance de ce phénomène [Larmet, 2007]. On peut également citer les colloïdes (de taille comprise entre 0.001µm et 1µm) formés par des

associations acides fulviques-métaux qui peuvent ainsi migrer facilement vers d'autres compartiments environnementaux.

2.2.2.3 Autres constituants pouvant intervenir dans la rétention des métaux

Le rôle joué par les sulfures et phosphates sur la mobilité métallique est particulièrement marqué lors du passage de conditions anoxiques à des conditions oxiques. Ainsi, la question de leur rôle a été principalement étudiée pour les sédiments de dragage. En conditions anaérobies, les sulfates sont réduits en sulfures avec lesquels les métaux peuvent précipiter et peuvent être mobilisés lors du passage en conditions aérobie.

Les sédiments contiennent des phosphates organiques et inorganiques. La décomposition de la matière organique par les micro-organismes libère des phosphates qui peuvent précipiter avec les métaux.

2.2.2.4 Conclusion : des niveaux de mobilité différents

Les éléments en solution et notamment les métaux lourds sont rarement à l'état libre et sont souvent associés à des ligands inorganiques (anions) ou à des molécules organiques complexantes. Calvet (2003) propose une échelle de la mobilité en fonction de sa localisation dans le sol [Figure A-8]. Il distingue ainsi :

- les ions en solution, libres ou complexés, très mobiles,
- les ions adsorbés sous forme de complexes de sphère externe ; ils nécessitent un échange ionique pour passer en solution
- les ions adsorbés sous forme de complexes de sphère interne ; ils sont plus difficilement échangeables et moins mobiles que les précédents,
- les ions précipités dont la mobilité dépend beaucoup de l'acidification du milieu ; ils sont très peu mobiles si le pH des sols ne varie pas
- les ions occlus dans des réseaux cristallins lors de coprécipitations ; ils ne sont pas mobiles ; il faut une altération de ces réseaux pour les libérer.

| Localisation des métaux | MOBILITE | | |
|-----------------------------------|--|---|--|
| | Immuable | Peu mobile | Mobile |
| Solution | | | dissous |
| Minéraux argileux | | Adsorbés complexes Sphères internes | Adsorbés complexes Sphères externes |
| Oxydes et hydroxydes Al, Fe et Mn | Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins | Adsorbés complexes Sphères internes | Adsorbés complexes Sphères externes |
| Carbonates | Métaux à l'intérieur des réseaux cristallins | Métaux à la surface des réseaux cristallins | |
| Substances humiques | | Adsorbés complexes Sphères internes | Adsorbés complexes Sphères externes |

Figure A-8 Localisation et mobilité des métaux [Calvet, 2003]

Dans la suite de cette thèse, nous étudierons principalement l'interaction entre métaux et carbonates et matière organique. Ces deux constituants jouent un rôle notable dans le contrôle de la mobilité métallique. De plus, la matière organique est un paramètre directement influencé par la présence de la végétation.

2.2.3 Principales méthodes d'étude de la mobilité et phytodisponibilité du zinc (Zn), cadmium (Cd) et cuivre (Cu)

2.2.3.1 Etude de la mobilité du Zn, Cd et Cu

La méthode la plus couramment utilisée pour étudier la mobilité des métaux est l'approche par extraction chimique. Le principe repose sur la destruction de certaines phases porteuses de la matrice solide relarguant des métaux dans la solution du sol. Il faut distinguer les **extractions chimiques séquentielles** qui consistent à appliquer différents extractants d'intensité croissante successivement au même échantillon de sédiment ou de sol, des **extractions chimiques simples** qui ne comptent qu'une seule étape permettant de caractériser une phase donnée. Parmi ces deux méthodes, la procédure d'extractions chimiques séquentielles est la plus couramment employée.

L'initiateur des schémas d'extractions séquentielles est **Tessier (1979)** qui définit cinq fractions principales du solide dans lesquelles sont susceptibles de se retrouver les métaux dans des ordres de grandeur plus ou moins importants : la **fraction échangeable**, la **fraction acido-soluble**, la **fraction liée aux oxydes métalliques** ou **fraction réductible**, la **fraction organique ou oxydable** (métaux attachés à la matière organique et aux sulfures), la **fraction résiduelle**, constituée de minéraux primaires et secondaires pouvant contenir des métaux dans leur structure cristalline. Tessier a également défini des conditions expérimentales pour

chaque étape (ratio liquide/solide, temps de mélange, centrifugation (temps et vitesse)), l'optimisation de l'extraction étant propre à l'extractant et à la phase considéré.

Le Tableau A-10 présente les différentes phases et extractants sélectionnés par Tessier (1979).

Tableau A-10 Fractions ciblées par le protocole de Tessier

| Source | Nature de l'extraction | Fraction échangeable | Fraction acido-soluble | Fraction réductible | Fraction oxydable | Fraction résiduelle |
|----------------|------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------------|--|----------------------|
| Tessier (1979) | Séquentielle | MgCl ₂ (pH=7) | NaOAc/HOAc (pH=5) | NH ₂ OH, HCl (pH=2) | H ₂ O ₂ /HNO ₃ puis NH ₄ OAc | HF/HClO ₄ |

De nombreux protocoles ont ensuite vu le jour en modifiant le schéma de Tessier. La multiplication de ces protocoles a donné lieu à des revues bibliographiques. On peut notamment citer les synthèses de Calvet (2003), de Filgueiras *et al.* (2002), et plus récemment celle de Zimmerman et Weindorf (2010). La synthèse de Filgueiras contient plus de 400 références d'auteurs utilisant ces extractions sur une période de 10 ans, ce qui illustre le foisonnement des schémas d'extractions chimiques. La modification des protocoles de Tessier peut intervenir sur le choix des extractants utilisés pour caractériser une phase donnée [Calvet, 2003 ; Lebourg, 1996 ; Tokahoglu et Kartal, 2005 ; Zimmerman et Weindorf, 2010]. A cette **diversité d'extractants**, Calvet (2003) propose un bilan mettant en lien le type d'extractant utilisé, le pool ciblé et les phénomènes physico-chimiques mis en jeu [Tableau A-11].

Tableau A-11 Types de réactifs utilisés pour extraire les éléments trace métalliques, états des métaux extraits et phénomènes mis en jeu (d'après Calvet, 2003)

| Réactifs | Pool ciblé | Phénomènes mis en jeu |
|--|--|---|
| Eau | Ions en solution, libres ou complexes dissous | Dilution de la phase liquide de l'échantillon traité |
| Solutions salées : Chlorures ou nitrates de Ca²⁺, Mg²⁺, Ba²⁺, Na⁺, K⁺ Par exemple : MgCl ₂ , CaCl ₂ , NaNO ₃ , Mg(NO ₃) ₂ , BaCl ₂ , KNO ₃ , Ca(NO ₃) ₂ , NH ₄ OAc, NH ₄ NO ₃ | Cations échangeables | Echange de cations |
| Acides dilués | Métaux associés aux carbonates, une partie des cations échangeables | Dissolution et échange de cations |
| Composés réducteurs (ex : hydroxylamine, NH₂OH) | Métaux associés aux oxydes et hydroxydes de fer | Destruction des solides par réduction du fer et libération des métaux trace retenus |
| Oxydants (H₂O₂, NaOCl) | Métaux associés à la matière organique | Oxydation des composés organiques qui retiennent les métaux trace par complexation |
| Agents chélatants (ligands), EDTA, DTPA | Métaux retenus par complexation par les minéraux et la matière organique | Echange de ligands |
| Acides minéraux concentrés | Tous les métaux | Dissolution par les acides |

Les modifications peuvent également concerner les conditions expérimentales tels que le ratio liquide/solide, les temps de mélange, la vitesse et le temps de centrifugation. Les protocoles de Tessier et le schéma du bureau communautaire de référence (BCR) sont cependant les plus utilisés [Banerjee, 2003 ; Durand, 2003; Ure *et al.*, 1993]. Les autres auteurs

s'inspirent souvent du protocole de Tessier cité comme référence mais change une ou plusieurs modalités dans le protocole expérimental [Manno *et al.*, 2006 ; Li *et al.*, 2001]. D'autres partent du BCR comme Tokahoglu et Kartal [2006]. Le Tableau A-12 présente quelques protocoles d'extractions permettant de mettre en évidence certaines différences.

A ces extractions séquentielles, certains auteurs leur préfèrent les extractions simples avec une seule étape, principalement pour leur simplicité. Les auteurs les considèrent comme tout à fait pertinentes pour caractériser les liens entre des polluants et une phase donnée [Lebourg, 1996 ; Capilla, 2005 ; Capilla *et al.*, 2007]. Ces extractions chimiques simples seront présentées plus en détail dans le paragraphe destiné à l'évaluation de la biodisponibilité des métaux.

Tableau A-12 Différents protocoles d'extractions chimiques pour l'évaluation de la mobilité potentielle des métaux dans des dépôts urbains

| Source | Nature de l'extraction | Fraction échangeable | Fraction acido-soluble | Fraction réductible | Fraction oxydable | Fraction résiduelle |
|-----------------------------|-----------------------------------|--|--|---|---|--|
| Lee <i>et al.</i> (2005) | Séquentielle Ratio S/L=1/10 | 1M MgCl ₂ à pH 7 pendant 1 h | 1M de tampon d'acétate à pH 5 pendant 5h à température ambiante | 0.04 M d'acide hydroxylamine hydrochlorique à 96°C pendant 6 h | 30% d'H ₂ O ₂ et 0.02 M d'acide nitrique à 85°C pendant 5h | Mélange d'acide nitrique (HNO ₃) et HClO ₄ suivi par une évaporation par séchage et dissolution du résidu dans de l'acide chlorhydrique |
| Clozel <i>et al.</i> (2006) | Séquentielle Ratio S/L=1/10 | CH₃COOH à 0,11 mol/l | | NH₂OH,HCl à 0,1 mol/l | H₂O₂ à 8,8 mol/l CH ₃ COONH ₄ à 1 mol/l | HF/HClO₄ |
| Tokahoglu et Kartal (2005) | Séquentielle Ratio S/L=1/40 | 1g de sédiment sec dans 40 ml d'acide acétique (CH₃COOH) à 0,11 moles <i>Mélange 16h à température ambiante</i> | | 1 g sec dans 40 ml de 0,5 moles de HONH₂.HCl (pH=1,5) <i>Mélange 16 h à température ambiante</i> | 1 g sec dans 10 ml de 8,8 MH₂O₂ (pH=2) puis 10 ml de 8,8 Mol d'H₂O₂ (pH=2), puis ajouter 50 ml de 1M NH₄OAc (pH=2) <i>Mélange pendant 1h à température ambiante puis 1h à 85°C puis 16h à température ambiante</i> | 10 ml d'eau régale, 2 fois <i>Mélange sur table chauffante</i> |
| Capilla (2005) | Simple RatioS/L=1/10 | CaCl ₂ à 0.01 mol.L ⁻¹ <i>Mélange pendant 2h</i> | HNO ₃ à 0.1mol.L ⁻¹ <i>Mélange pendant 2 heures</i> | DTPA (pH=7,3) <i>Mélange pendant 2h</i> | | - |

*Ratio S/L = ratio solide(g)/liquide(ml)

Réadsorption et précipitation incontrôlées. Ce phénomène de réadsorption est souvent évoqué par les auteurs [Baize, 2002 ; Filgueiras *et al.*, 2002 ; Zimmerman et Weindorf, 2010]. Une partie des cations extraits par un réactif donné, de certains sites de la phase solide du sol est soustraite de la solution en se refixant sur d'autres sites. Ce phénomène de réadsorption

est plus ou moins intense selon le métal considéré. Ainsi, Filgueiras *et al.* (2002) émettent l'hypothèse selon laquelle ce phénomène de réadsorption affecterait de manière plus marquée le cuivre que le zinc. Shan and Chen (1993), [cités par Zimmerman et Weindorf [2010]], ont par exemple identifié un transfert des éléments métalliques des fractions 1 à 3 (définies par Tessier) vers les fractions 4 et 5. Les métaux associés aux trois premières fractions ont été relargués et ils se sont réassociés sur de nouveaux sites des fractions suivantes. Ce phénomène est fortement dépendant de la composition du sol et de la nature du métal considéré.

Dégradation d'autres phases que celles ciblées. Ryan *et al.* (2008) ont repéré une destruction de la structure argileuse lors de la procédure d'extractions chimiques, à l'aide de la diffraction aux rayons X. Par exemple, ils ont détectés la destruction par hydrolyse de liaisons Mg-O relativement vulnérables rendant plus fragile la séquestration du métal. Ainsi, les métaux libérés dans les 3 premières phases du schéma d'extraction ne sont pas uniquement ceux rattachés aux phases considérées.

Prélèvements et préparation des échantillons. Idéalement, le stockage et le prétraitement des échantillons ne devraient pas modifier la distribution initiale des métaux. Cependant, il a été identifié qu'un stockage des sédiments en milieu humide et à température ambiante n'est pas bon car cela entraîne une rapide augmentation de l'activité microbienne et on passe de conditions oxydantes à des conditions réductrices [Filgueiras *et al.*, 2002]. Il s'en suit une modification des pools métalliques lors de ce stockage préalable.

▪ **Mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu dans des sédiments urbains**

Le Tableau A-13 présente la distribution du zinc, cadmium et cuivre dans des sédiments urbains obtenu par des schémas d'extraction séquentielle. Il s'agit essentiellement de dépôts de chaussée mais il y a également quelques études sur des dépôts formés à la surface des bassins de récupération d'eaux pluviales [Clozel *et al.*, 2006].

Selon ces auteurs, le comportement géochimique du zinc se caractérise par une forte mobilisation dans la phase dite échangeable avec plus de 50% du zinc solubilisé par de l'acide acétique [Clozel *et al.*, 2006]. La distribution du zinc dans les sédiments et notamment dans les dépôts en milieu urbain est dominée par les phases acido-soluble et réductible [Stone et Marsalek, 1996 ; Lee *et al.*, 1997a ; Wang *et al.*, 1998 ; Norström et Jack, 1998 ; Banerjee, 2003 ; Tokahoglu et Kartal, 2006 ; Stead-Dexter et Ward, 2004 ; Lee *et al.*, 2005].

Le comportement géochimique du cadmium se caractérise également par une forte mobilisation dans la phase « échangeable » [Tableau A-13]. Durand estime que plus de 60% du cadmium peut être solubilisé avec de l'acide acétique. Ce métal apparaît potentiellement plus mobile lors de variations physico-chimiques que d'autres métaux (Ni, Cr, Cu,...). Entre 95 et 97% de la pollution métallique en Cd est théoriquement relargable car non associée à la phase résiduelle. Si certains auteurs, trouvent une répartition équivalente du cadmium dans les 4 dernières fractions extraites [Lee *et al.*, 2005] voire même dans l'ensemble des fractions [Stone et Marsalek, 1994], d'autres mettent en évidence une affinité du cadmium pour la matière organique [Charlesworth, 2005] ou encore pour les carbonates [Charlesworth, 2005 ; Stead-Dexter et Ward, 2004]. Enfin, il est généralement noté que cet élément est celui que l'on trouve en général le plus sous forme échangeable, ce qui contribue à sa mobilité.

Le cuivre est très majoritairement dans la phase oxydables [Charlesworth *et al.*, 2005 ; Stone et Marsalek, 1994 ; Lee *et al.*, 2005]. Cette prédominance s'explique par la forte affinité du cuivre pour la matière organique. Cet élément peut également être associé aux oxydes de fer (phase réductible) [Charlesworth, 2005 ; Stone et Marsalek, 1994 ; Stead-dexter et Ward, 2004]. Enfin, le cuivre peut être lié aux carbonates [Lee *et al.*, 2005].

Tableau A-13 Mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu dans les dépôts urbains

a. Zinc

| Source | Nature du matériau | Fraction échangeable | Fraction acido-soluble | Fraction réductible | Fraction oxydable | Fraction résiduelle |
|-----------------------------------|--------------------|----------------------|------------------------|---------------------|-------------------|---------------------|
| Clozel <i>et al.</i> (2006) | | 40-60% | | 20-25% | | |
| Tokahoglu et Kartal (2006) | Dépôts urbains | 33,2% | | 29,7% | 20,9% | 16,2% |
| Wang <i>et al.</i> (1998) | Dépôts urbains | 3,2-4,4% | 0,4-0,9% | 83,1-89,3% | 2,7-5,3% | 2,7-7,9% |
| Charlesworth <i>et al.</i> (2005) | Dépôts urbains | 0-6,2% | 17,4-64,1% | 6,5-19,1% | 20,5-75,8% | 0,05-2,1% |
| Stone et Marsalek (1994) | Dépôts urbains | 0,66% | 21,44% | 15,61% | 46,5% | 15,79% |
| Lee <i>et al.</i> (2005) | Dépôts urbains | ~0% | 50,3% | 40,6% | <5% | |
| Stead-Dexter et Ward (2004) | Dépôts routiers | 0% | 47% | 29% | ~10% | ~14% |

b. Cadmium

| Source | Nature du matériau | Fraction échangeable | Fraction acido-soluble | Fraction réductible | Fraction oxydable | Fraction résiduelle |
|-----------------------------------|----------------------------|----------------------|------------------------|---------------------|-------------------|---------------------|
| Clozel <i>et al.</i> (2006) | Dépôts de BR et BI urbains | 40-60% | | - | - | <5% |
| Tokahoglu et Kartal (2006) | Dépôts urbains | 55,5% | | 28,6% | 9,2% | 6,7% |
| Charlesworth <i>et al.</i> (2005) | Dépôts urbains | 0%-15,2% | 7%-76,9% | 0%-19,3% | 7,7%-90,6% | 0-7,7% |
| Stone and Marsalek (1994) | Dépôts urbains | 14,84% | 19,53% | 20,31% | 33,59% | 11,72% |
| Lee <i>et al.</i> (2005) | Dépôts urbains | ~0% | ~25% | ~25% | ~25% | ~25% |
| Stead-Dexter et Ward (2004) | Dépôts routiers | 0% | 40% | ~20% | ~10% | 30% |

c. Cuivre

| Source | Nature du matériau | Fraction échangeable | Fraction acido-soluble | Fraction réductible | Fraction oxydable | Fraction résiduelle |
|---------------------------------|--------------------|----------------------|------------------------|---------------------|-------------------|---------------------|
| Charlesworth <i>et al.</i> 2005 | Dépôts urbains | 0-2,2% | 0%-17,3% | 7,0-85,3% | 11,2%-91,8% | 0-7,7% |
| Stone and Marsalek (1994) | Dépôt urbain | 0,63% | 9,96% | 4,78% | 65,3% | 19,3% |
| Lee <i>et al.</i> (2005) | Dépôt urbain | 2,1% | 14,6% | 22,4% | 52,3% | 8,6% |
| Stead-Dexter and Ward (2004) | Dépôt routier | 0% | 43% | 43% | ~4% | ~10% |

2.2.4 Etude de la biodisponibilité via les extractions chimiques

L'évaluation de la biodisponibilité des métaux repose couramment sur l'utilisation d'extractions chimiques simples, c'est-à-dire avec une seule étape d'extraction.

Deux grandes catégories d'extractants utilisés en vue de la détermination de la biodisponibilité sont recensées :

- Les sels cationiques tels que les sels d'ammonium, de calcium, de sodium [Dean, 2010 ; Lebourg, 1996] qui extraient les cations par des réactions d'échange.
- Les complexants forts, tels que l'EDTA (éthylènediaminetetraacétique) ou le DTPA (diéthylènetriaminepentaacétique) [Lebourg, 1996 ; Keller *et al.*, 2005 ; Dean, 2010 ;] qui miment les exsudats racinaires. L'EDTA est utilisé notamment pour mimer la solubilisation biologique réalisée autour des racines par les exsudats (racinaires).

Sterckeman (2008) précise que la pertinence d'un extractant chimique est évaluée par de nombreux auteurs par le degré de corrélation entre l'extraction chimique et celle de la plante pour un même sol contaminé à des degrés variables, voire pour des sols différents [Tableau A-14]. Lebourg *et al.* (1996) ont passé en revue vingt ans de recherche comparant les extractions chimiques utilisées pour étudier la biodisponibilité des éléments métalliques. Dans son étude, il indique ainsi que le pool de métal le plus disponible (extraction avec $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, ou CaCl_2 , ou NH_4NO_3 , ou plus simplement à l'eau) semble permettre une meilleure évaluation du pool disponible pour les plantes que les teneurs totales ou les extractants plus forts (EDTA). Sterckeman (2008) indique que les solutions d'EDTA dont l'emploi a été normalisé assez tôt dans différents pays dans le but de formuler des diagnostics agronomiques de carence, se montrent rarement adaptées à l'évaluation des teneurs en métaux biodisponibles sur les sols pollués. En effet, cet auteur indique que ce complexant aurait tendance à surestimer les teneurs assimilables et de ce fait, conduit rarement à des corrélations entre les teneurs extraites chimiquement et celles dans la plante. La situation est similaire pour le DTPA, bien que ce réactif présenterait un intérêt pour prévoir le transfert de certains éléments, notamment en prenant en compte d'autres paramètres du sol (pH, teneur en matière organique) dans des modèles empiriques reliant la concentration dans l'extrait de sol à celle dans le végétal [Sterckeman, 2008].

L'évaluation de la biodisponibilité par ces extractions est également dépendante du métal concerné. Ainsi, Meers *et al.* (2007), ont observé que pour le cuivre, les méthodes les plus agressives (DTPA, EDTA,...) permettaient d'obtenir de bonnes corrélations avec les teneurs accumulées dans les parties aériennes alors que des extractants plus faibles sont plus adaptés pour le cadmium et le zinc.

Certains auteurs [Brun *et al.*, 1998 et 2001 ; Chaignon *et al.*, 2003 ; Wang *et al.*, 2004 ; Alvarez *et al.*, 2006 ; Chopin et Alloway, 2007] indiquent que la meilleure façon de caractériser la biodisponibilité d'un élément trace est la mesure de la concentration dans les racines du fait, d'une part, de la mauvaise corrélation qu'il peut y avoir entre les teneurs extraites et les teneurs accumulées et, d'autre part, de la très faible translocation vers les parties aériennes.

Tableau A-14 Coefficients de corrélation entre teneurs extraites par extractions chimiques dans les sols et teneurs dans les plantes

| Extractant | Etude | Nature du sol | Espèce | Zn | | Cd | | Cu | | |
|-------------------|---------------------------------|-------------------------------|----------------------------|--|---------------------------|---------|---------|---------|---------|------|
| | | | | Coef PS | Coef PA | Coef PS | Coef PA | Coef PS | Coef PA | |
| Sels | CaCl ₂ | Brun <i>et al.</i> (2001) | Vignes | Maïs | | | | NS | 0,71 | |
| | | Meers <i>et al.</i> (2007) | Sols contaminés | <i>Phaseolus vulgaris</i> | | 0,81 | | 0,76 | | 0,54 |
| | | Wang <i>et al.</i> (2004) | Cultures | Céleri | | 0,58 | | NS | | 0,91 |
| | NH ₄ NO ₃ | Feng <i>et al.</i> (2005) | Sol contaminé | <i>Tricum aestivum</i> | NS | | NS | | NS | |
| | | Meers <i>et al.</i> (2007) | Sols contaminés | <i>Phaseolus vulgaris</i> | | 0,73 | | 0,76 | | NS |
| | | MgCl ₂ | Meers <i>et al.</i> (2007) | Sols contaminés | <i>Phaseolus vulgaris</i> | | 0,81 | | NS | NS |
| Complexants forts | DTPA | Brun <i>et al.</i> (2001) | Vignes | Maïs | | | | 0,93 | NS | |
| | | Meers <i>et al.</i> (2007) | Sols contaminés | <i>Phaseolus vulgaris</i> | | NS | | NS | 0,74 | |
| | | Wang <i>et al.</i> (2004) | Cultures | Céleri | NS | | NS | | NS | |
| | EDTA | Feng <i>et al.</i> (2005) | Sol contaminé | <i>Tricum aestivum</i> | NS | | 0,97 | | 0,84 | |
| | | Brun <i>et al.</i> (2001) | Vignes | Maïs | | | | 0,90 | NS | |
| | | Chaignon <i>et al.</i> (2003) | Vignes | <i>Lycopersicon esculentum</i> cv. St Pierre | | | | 0,90 | NS | |
| Acides | HNO ₃ | Meers <i>et al.</i> (2007) | Sols contaminés | <i>Phaseolus vulgaris</i> | NS | NS | NS | NS | NS | |
| | HCl | Meers <i>et al.</i> (2007) | Sols contaminés | <i>Phaseolus vulgaris</i> | NS | NS | NS | NS | NS | |

Coef PS = coefficient de corrélation entre les teneurs extraites et les teneurs accumulées au sein des parties souterraines

Coef PA = coefficient de corrélation entre les teneurs extraites et les teneurs accumulées au sein des parties aériennes

n.s. = non significatif

2.3 Effet de la plante sur le devenir du Zn, Cd et Cu dans des ouvrages d'assainissement

2.3.1 Fonctionnement de la rhizosphère

Via sa rhizosphère, la plante peut soit prélever directement les métaux lourds, soit avoir un effet sur la mobilité des métaux en modifiant les conditions physico-chimiques de l'horizon de surface. Il est nécessaire de présenter quelques grandes caractéristiques de la plante, de

son système racinaire qui vont permettre de mieux intégrer les différents mécanismes à l'origine de l'interaction entre plantes et métaux lourds.

La plante explore l'horizon du sol via son système racinaire. Ainsi, le réseau racinaire peut présenter des dimensions considérables. Dittmer (1937) (cité par Hopkins (2003)) a montré, qu'après 4 mois de croissance de seigle dans un volume de sol de $0,052\text{m}^3$, la surface occupée par les racines était de 639m^2 et que la longueur totale des racines avait atteint 623km . Le système racinaire diffère bien sûr d'une espèce à l'autre, certaines développant un système pivotant, d'autres un système fasciculé... Ainsi la zone d'échange avec le milieu sera propre à l'espèce.

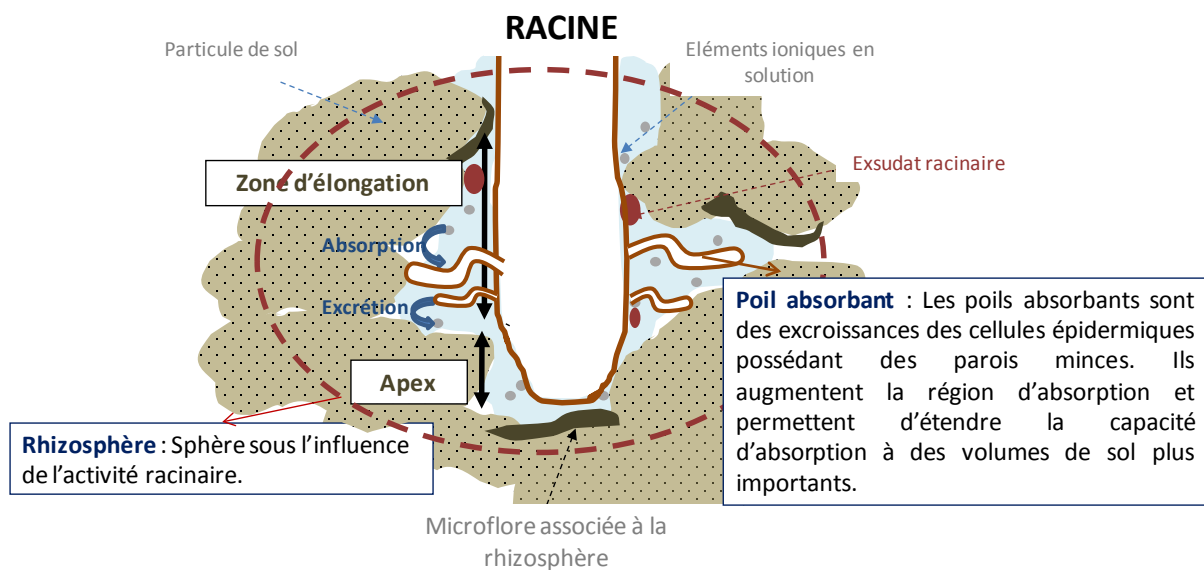


Figure A-9 Quelques précisions sur le système racinaire [d'après Hopkins, 2003]

L'action de la plante sur son milieu environnant dépend notamment de l'étendue de son système racinaire et plus précisément de sa **rhizosphère**, sphère d'influence des racines [Figure A-9]. Cette rhizosphère est considérée par Wang *et al.* (2002) comme une **micro-biosphère avec des propriétés physiques, chimiques et biologiques** relativement différentes du reste du sol [Hinsinger *et al.*, 2009]. Ces conditions particulières s'expliquent par l'activité physiologique de la plante, notamment l'absorption d'eau et d'éléments nutritifs, le relargage d'exsudats racinaires, la sécrétion et excrétion, la lyse qui va contribuer des échanges d'ions de composés organiques [Hinsinger *et al.*, 2005]. L'exsudation désigne la diffusion passive hors des cellules de composés solubles de faibles poids moléculaires (sucres par exemple). La sécrétion est un processus actif, concernant des composés de poids moléculaire élevé (enzymes par exemple). La lyse correspond enfin au devenir des cellules de la coiffe et des poils absorbants qui ont une durée de vie très limitée [Hopkins, 2003]. Ces cellules représentent parfois un apport important de matière organique. Un grand nombre de molécules sont ainsi disponibles à proximité immédiate des racines. Le volume de sol soumis à l'effet rhizosphérique est ainsi déterminé par la zone de diffusion de ces molécules organiques [Stengel et Gelin, 1998].

Ces échanges vont évoluer suivant le stade de croissance de la plante, de l'état végétatif à la sénescence de la plante, en passant par le stade de floraison. Les besoins nutritifs sont plus élevés en phase de floraison de la plante [Craine, 2009].

2.3.2 Accumulation des métaux par la plante

2.3.2.1 Mécanisme d'accumulation

La plante a **besoin d'eau et d'éléments nutritifs** pour se développer. Ainsi, elle va prélever dans la solution du sol, de l'eau, des éléments dissous. Les éléments en solution sont transférés vers les racines par deux processus, la diffusion et le flux de masse. Dans le cas de la **diffusion**, la plante, en prélevant un élément conduit à une diminution de la concentration de cet élément dans la solution du sol proche de la racine, donc à la création d'une différence de concentration entre le sol proche de la racine et le sol plus lointain. L'élément va se déplacer spontanément vers la racine, zone où la concentration est la plus faible. Ce transport s'exerce sur de petites distances (0.1-15 mm) [Tremel-Schaub et Feix, 2005]. C'est le principal processus pour les éléments-traces [Tremel-Schaub et Feix, 2005]. Lors d'un flux de masse, le prélèvement de l'eau produit une différence de potentiel hydrique entre la rhizosphère et le sol plus lointain, conduisant à des mouvements d'eau, accompagnés des éléments solubles, du sol vers la racine. Ce transport s'effectue sur de plus longues distances que la diffusion (quelques cm) [Tremel-Schaub et Feix, 2005].

L'**absorption minérale** est essentiellement assurée par les **poils absorbants**. Habituellement, une extrémité racinaire peut porter jusqu'à 2500 poils absorbants par cm^2 et augmenter ainsi la surface d'absorption de la racine de 1.5 à vingt fois [Hopkins, 2003]. Les poils absorbants ont un diamètre moyen de 10 μm et peuvent, selon les espèces et les conditions de l'environnement, mesurer de 0.1 à 10 mm [Hopkins, 2003 ; Raven, 2007]. La plante prélève essentiellement les éléments sous forme ionique, mais des complexes semblent pouvoir être absorbés bien que ne passant pas généralement la membrane cytoplasmique des cellules racinaires [Marseille *et al.*, 2000]. La densité, l'architecture et la distribution verticale racinaires déterminent la probabilité de rencontre du polluant avec une racine et vont ainsi avoir une influence sur l'absorption métallique par la plante [Hopkins, 2003 ; Keller *et al.*, 2003]. Une fois absorbés par les racines, la distribution des éléments dans les différents organes de la plante varie selon les espèces. Pour la majorité d'entre elles, les racines retiennent une grande partie des éléments absorbés [Deneux-Mustin *et al.*, 2003].

2.3.2.2 Ordres de grandeur de concentrations de Cd, Cu et Zn mesurées dans des macrophytes

La littérature, présentée ci-après, se concentre sur les ordres de grandeur des teneurs métalliques mesurées dans des espèces macrophytes. Ce choix s'explique par les espèces faisant l'objet des différentes expérimentations de ce doctorat qui sont toutes des espèces macrophytes. Le Tableau A-15 donne des ordres de grandeur de teneurs en Cd, Cu et Zn mesurées au sein d'espèces macrophytes.

Des études telle que celle menée par Yang et Ye (2009) ont indiqué que certaines plantes de zones humides ont la capacité de prélever plus de 0.5% du poids sec d'un élément donné et peuvent bioconcentrer cet élément dans leurs tissus à des concentrations 1000 fois supérieures à la concentration initiale dans le milieu [Yang et Ye, 2009]. Certaines études

comme celles de Cardwell *et al.* (2002) montrent que les concentrations en éléments métalliques dans les racines peuvent être supérieures aux teneurs initiales dans les sédiments.

Quel que soit le métal considéré, l'accumulation a lieu généralement de manière préférentielle au sein du système souterrain (rhizomes+racines) [Cardwell *et al.*, 2002]. Cette accumulation racinaire est notamment observée pour les macrophytes [Ye *et al.*, 1997 ; Yang et Ye, 2009 ; Cheng *et al.*, 2002 ; Stoltz et Greger, 2002]. Concernant les parties aériennes, le lieu privilégié d'accumulation entre tiges et feuilles est plus discuté, notamment pour les macrophytes : Cardwell *et al.* (2002), qui a mené une étude sur 15 espèces, a trouvé que l'accumulation au sein des tiges n'était pas forcément prédominante contrairement à d'autres études qui soulignent que la tige serait un lieu de stockage préférentiel des métaux au sein des parties aériennes.

Tableau A-15 Accumulation du cadmium, zinc et cuivre dans des macrophytes

| Métal | Espèce | Etude | Nature du matériau | Concentrations dans le sédiment (mg/kgMS) | Concentrations dans les parties souterraines (mg/kgMS) | Concentrations dans les parties aérienne (mg/kgMS)s |
|-------|-----------------------------|-------------------------------|--|---|--|---|
| Zn | <i>Pericaria orientalis</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Dépôt routier | 675 | 764,2 | 222,4 |
| | <i>N.germinanta</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Dépôt routier | 514,1 | 782,2 | 1117 |
| | <i>Phragmites australis</i> | Du Laing <i>et al.</i> (2009) | Sédiments de marais | 595 | Non mesuré | ~40 mg/kgMS dans les feuilles 40<c<140mg/kgMS dans les tiges |
| | <i>Typha latifolia</i> | Manios <i>et al.</i> (2003) | Mesure en laboratoire | Non mesuré | 391.7 | Non mesuré |
| | | Sasmaz <i>et al.</i> , (2008) | Sédiment de rivière | 70 | 340 | 215 |
| Cd | <i>Pericaria orientalis</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Sédiment dans un bassin de traitement des eaux usées | 0,13 | 0 | 0,17 |
| | <i>N.germinata</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Dépôt routier | 1,53 | 3,75 | 2,27 |
| | <i>Pericaria orientalis</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Dépôt routier | 2,50 | 2,20 | 0,63 |
| | <i>Typha latifolia</i> | Sasmaz <i>et al.</i> , (2008) | Sédiment de rivière | 0,23 | 0,44 | 0,21 |
| Cu | <i>Pericaria orientalis</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Dépôt routier | 250 | 2,2 | 10,2 |
| | <i>Typha domingensis</i> | Cardwell <i>et al.</i> (2002) | Dépôt routier | 1,5 | 2,8 | 8,8 |
| | <i>Typha latifolia</i> | Sasmaz <i>et al.</i> (2008) | Sédiment de rivière | 45 | 50 | 30 |
| | | Ye <i>et al.</i> , 2003 | Sédiment routier | 44 | 28 | 3,9 |

2.3.2.3 Facteurs ayant une influence sur l'accumulation métallique

Les concentrations métalliques en zinc, cadmium et cuivre, mesurées au sein des plantes sont dépendantes de la croissance de la plante. Nous illustrerons, exceptionnellement, ce phénomène par un exemple qui ne portera pas sur les macrophytes. Pongrac *et al.* (2007) proposent une étude dans laquelle ils ont suivi l'évolution des concentrations en éléments métalliques (entre autres Zn, Cd et Cu) au sein des différentes parties de l'espèce *Thlaspi praecox* (tige, racines, feuilles), en distinguant notamment la phase végétative, la phase de floraison, la phase de reproduction et la phase de sénescence. La phase de floraison apparaît comme une des phases présentant les concentrations maximales au niveau des racines pour différents métaux. Durant la phase de floraison, la demande nutritive particulièrement forte favorise le développement de mycorhizes, entraînant ainsi une augmentation de l'absorption et ainsi une augmentation de la concentration métallique au sein de la plante malgré l'augmentation de la biomasse. Ils ont également établi que la phase correspondant au maximum de concentration et de teneur totale était totalement propre au métal et que certains éléments tels que le cuivre, ne présentaient pas de variabilité significative selon l'étape de croissance.

Les teneurs accumulées par les macrophytes ne sont **pas forcément corrélées au niveau de contamination métallique dans les sédiments** [Cardwell *et al.*, 2001]. Cette tendance a été vérifiée par de nombreux auteurs [Campbell *et al.* (1985) (cité par [Yang et Ye, 2009]) ; Jackson et Kalff, 1993]. Dans leur étude, Cardwell *et al.* (2002) ne font ressortir qu'une relation pour le zinc. La plupart des études se sont concentrées sur la concentration totale dans le sédiment, plutôt que sur la concentration métallique biodisponible. D'autre part, il est d'autant plus compliqué de trouver une relation entre concentrations dans le sédiment et concentrations dans la plante que le phénomène de compétition entre éléments métalliques rentrera en compte dans le phénomène d'extraction. Par exemple, le zinc et le cadmium sont deux éléments qui rentrent en compétition pour le prélèvement par les plantes [Basta *et al.*, 2005]. Ainsi, Basta *et al.* (2005) indiquent que lorsque le zinc est présent à un taux 100 fois supérieur à celui du cadmium, le prélèvement racinaire du cadmium peut être inhibé. De même, une augmentation de calcium conduit à une diminution du prélèvement de cadmium, suggérant une compétition entre Ca^{2+} et Cd^{2+} au niveau de la surface racinaire [Jarvis *et al.*, 1976] (cité par [Denaix, 2007]). Ces observations s'expliquent par des compétitions entre ces différents cations pour les sites de complexation de surface au niveau de la racine et vis-à-vis des transporteurs de cations majeurs ou d'oligo-éléments [Denaix L., 2007]. A contrario, peu d'études montrent un effet de synergie entre un métal non essentiel et un oligoélément tels que le cadmium et le zinc. En fait, il semble que les interactions dépendent du niveau de concentration en métaux dans le milieu [Sharma et Agrawal, 2006] (cité par [Denaix, 2007]).

D'une manière plus générale, peu d'auteurs ont mis en relation directement les concentrations dans les plantes et l'ensemble des facteurs physico-chimiques du sédiment. Cependant, on peut citer Sanchiz et Garc (2001) qui ont fait ressortir une corrélation négative entre la fraction fine, la matière organique, la capacité d'échange cationique dans le sédiment et les teneurs accumulées. Mais globalement, lorsque les auteurs se sont intéressés à la relation entre facteurs édaphiques et accumulation, ils se sont exclusivement penchés sur les principaux facteurs contrôlant la mobilité métallique tels que le pH, et le potentiel redox, mais ils omettent souvent de confronter les teneurs accumulées à d'autres paramètres généraux. Le

pH du sol est ainsi souvent inversement relié au prélèvement de cadmium par les plantes [Marschner, 1995 ; Denaix, 2007].

2.3.3 Effet de la plante sur la mobilité et biodisponibilité des métaux

Au sein de la rhizosphère, le fonctionnement physiologique de la plante peut avoir un effet sur les paramètres physico-chimiques qui gouvernent la mobilité potentielle des métaux [Figure A-10].

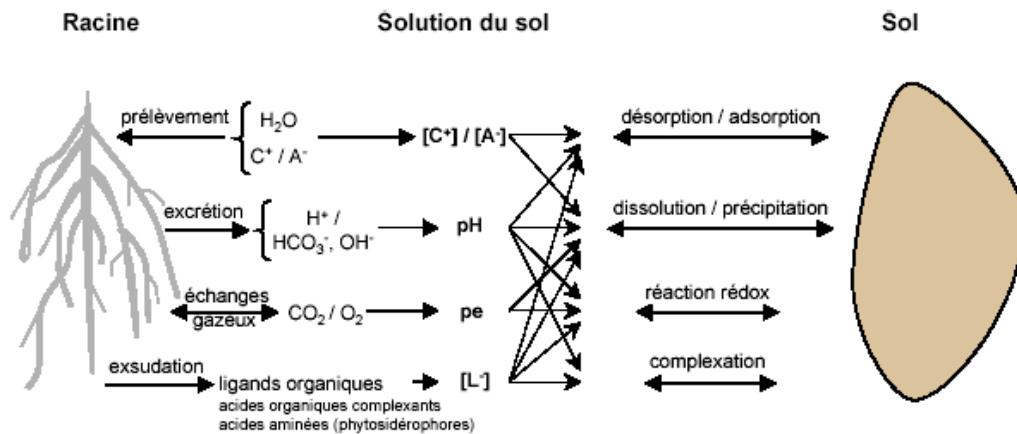


Figure A-10 Réactions physico-chimiques gouvernant la mobilité et biodisponibilité des métaux [d'après Hinsinger, 2001]

Tout d'abord, l'absorption d'éléments ioniques crée des gradients de concentrations ioniques dans la rhizosphère ce qui peut avoir une **influence sur la capacité d'échange cationique** [Hinsinger, 2001].

La littérature s'est plus largement intéressée à l'effet de la plante sur les variations de pH et d'Eh (potentiel rédox) dans la rhizosphère. Les variations de pH sont essentiellement **dues aux prélèvements par les racines de nutriments sous forme cationique et anionique**. Pour maintenir l'équilibre électrostatique et un pH constant dans les cellules racinaires, les prélèvements de cations sont compensés par la libération d'ions H^+ et les prélèvements d'anions sont compensés par la libération d' OH^- , HCO_3^- ou le prélèvement de cations [Hinsinger, 1998 ; Hinsinger, 2003]. Quand la quantité d'ions positifs absorbés est supérieure à celles des ions négatifs, la quantité d' H^+ excrétés est plus abondante que celle d' OH^- et le pH diminue jusqu'à quelques millimètres de distance de la racine. L'intensité et le sens de cette variation dépendent principalement de l'espèce végétale, des conditions nutritives, et de la capacité du sol à tamponner le milieu [Marschner, 2003]. Les modifications de pH dans la rhizosphère sont également liées à l'absorption de certains éléments nutritifs. Ainsi, l'azote, nutriment essentiel et le plus consommé par la plante [Marschner, 2003], joue un rôle important dans les changements de pH. Cet élément est prélevé sous forme anionique (NO_3^-) et cationique (NH_4^+). Ainsi, selon la forme azotée disponible dans le milieu, la rhizosphère sera acidifiée ou au contraire alcalinisée [Hinsinger *et al.*, 2003].

La pression partielle en O_2 et en CO_2 conditionnant la valeur de **potentiel redox** est quant à elle influencée par la respiration des racines et des microorganismes présents dans la rhizosphère. Ainsi, Hinsinger *et al.* (2003) donnent l'exemple de la production de CO_2 par le concombre qui produit entre 50 et 200 $nmol.g^{-1}.MS^{-1}.s^{-1}$ ou encore celui du maïs dont le flux de CO_2 représente environ 100 à 200 $nmol.plant^{-1}.s^{-1}$. La consommation d' O_2 et la production de

CO₂ abaissent légèrement le potentiel redox au voisinage des racines [Hinsinger, 1998]. Dans le cas des macrophytes, Yang et Ye (2009) précisent que ces espèces développent des stratégies pour se développer dans des conditions anoxiques et en conséquence, l'oxygène disponible pour les racines n'est pas seulement utilisé pour la respiration mais est également diffusé à travers la rhizosphère [Yang et Ye, 2009].

Dans un autre registre, les plantes peuvent avoir un effet sur la mobilité des métaux par la production d'exsudats racinaires. En effet, ces exsudats excrétés par les racines présentent de nombreux sites d'adsorption des métaux. Ainsi, les exsudats de faible masse moléculaire contiennent principalement des acides. Le titrage potentiométrique d'une solution d'exsudats racinaires du maïs a par exemple mis en évidence l'existence des différents types d'acidités : fort, faible et très faible, reflétant la grande diversité des composés en présence de plantes [Morel *et al.*, 1987]. La formation de complexes entre exsudats solubles et métaux pourrait favoriser le transfert métallique vers la plante.

Deux autres effets sont aussi à souligner : les plantes, en jouant sur les conditions physico-chimiques de la rhizosphère, possèdent la faculté d'altérer des phases minérales telles que les oxyhydroxydes de fer et les carbonates [Panfili, 2004 ; Huguet, 2009]. L'altération de phases minérales conduit à la mise en solution d'une grande variété d'ions, dont des cations métalliques si le milieu est contaminé.

Enfin, les végétaux peuvent avoir une influence sur la densité et la nature de la communauté microbienne présente au sein de la rhizosphère. La rhizosphère est particulièrement riche en micro-organismes [Gagnon *et al.*, 2006] qui peuvent ainsi dégrader les micro-polluants organiques voire modifier la spéciation chimique des éléments et par conséquent agir eux aussi sur leur disponibilité et leur transfert vers la plante [Deneux-Mustin *et al.*, 2003].

Peu de travaux se sont consacrés à l'étude des différences de répartition des métaux entre les différentes fractions solides que l'on soit en conditions rhizosphériques (influence des racines) ou non. On peut cependant citer une étude menée par Wang *et al.* (2002) qui compare la biodisponibilité du zinc, du cadmium et du cuivre au sein et en dehors de la zone rhizosphérique dans des sols ruraux relativement faiblement contaminés (Zn=50,3 mg/kgMS ; Cu=25,2 mg/kgMS et Cd=0,5 mg/kgMS) [Tableau A-16]. Hormis pour la fraction oxydable (matière organique et sulfides), les différences sont relativement faibles. Il ressort de cette étude que le zinc et le cuivre sont nettement plus associés à la matière organique dans la rhizosphère que dans le sol « nu », phénomène lié notamment à la production d'exsudats racinaires qui forment des complexes métalliques.

D'autre part, la faible valeur dans la fraction liée aux oxydes de fer (phase réductible) au sein de la zone rhizosphérique peut notamment être expliquée par la réduction des oxydes par les acides organiques sécrétés par les racines des plantes.

Pour finir, la phase échangeable présente très peu de différences entre le sol rhizosphérique et le sol nu.

Tableau A-16 Distribution du Zn, Cd et Cu dans le sol nu ou rhizosphérique [Wang *et al.*, 2002]

| | | Sol « nu » | « Sol rhizosphérique » |
|-----------|-------------------|------------|------------------------|
| Cd (en %) | Phase échangeable | 7.6 | 15.7 |
| | Phase réductible | 25.9 | 27.1 |
| | Phase oxydable | 27.9 | 16.6 |
| Zn (en %) | Phase échangeable | 3.7 | 4.3 |
| | Phase réductible | 6.4 | 8.3 |
| | Phase oxydable | 13.0 | 17.3 |
| Cu (en %) | Phase échangeable | 1.7 | 3.0 |
| | Phase réductible | 6.0 | 4.1 |
| | Phase oxydable | 44.8 | 56.5 |

2.4 Que retenir sur la mobilité du Cu, Cd et Zn dans des dépôts végétalisés ?

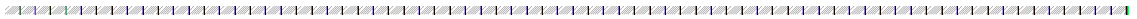
Les dépôts urbains s'accumulent à la surface des bassins de rétention et d'infiltration d'eaux pluviales ou eaux usées sont riches en métaux, en matière organique (végétale et anthropique (hydrocarbures)) et de composition minérale variant selon le contexte géochimique local. Dans cette matrice complexe, les interactions entre métaux et constituants solides sont multiples : les carbonates ou la matière organique jouent un rôle significatif dans le contrôle de la mobilité métallique essentiellement par des réactions d'adsorption de surface. A l'heure actuelle, la mobilité des métaux dans ces dépôts a essentiellement été étudiée à l'aide d'extractions chimiques dont les protocoles sont multiples et variés dans la littérature. Ces mesures permettent essentiellement d'avoir une idée de la mobilité potentielle des métaux. Dans ces études, il ressort que dans les dépôts urbains, le cadmium est l'un des éléments métalliques les plus mobiles pouvant notamment présenter des pourcentages non négligeables dans la phase échangeable. Le zinc est également un élément relativement mobile, pouvant être prépondérant dans la phase acido-soluble. Enfin, le cuivre est un élément qui peut être très fortement associé à la matière organique.

Rares sont les études qui complètent cette approche par une caractérisation détaillée des caractéristiques physico-chimiques de la matrice qui permettrait pourtant une meilleure compréhension des résultats.

L'étude de la mobilité potentielle des métaux dans les sédiments urbains a été peu réalisée dans des bassins végétalisés. Les premiers centimètres du sol constituent pourtant une interface au sein de laquelle le développement de la végétation peut avoir un effet sur le transfert métallique, notamment grâce à des réactions physico-chimiques se produisant au sein de la rhizosphère. L'effet de la plante sur les paramètres physico-chimiques a principalement été étudié dans des matrices telles que les sédiments de dragage de canaux, des sols inondés, les sols viticoles et ces études portent souvent sur les paramètres tels que le pH et le potentiel rédox, caractéristiques sensibles au développement de la végétation.

Il est également nécessaire de rappeler que les échanges ioniques, l'absorption métallique par la plante sont autant de phénomènes qui dépendent de l'espèce et du stade de croissance de la plante. Les études préalables prennent rarement en compte l'effet de la croissance de la plante dans ces systèmes anthropisés.

Chapitre B Objectifs et démarche de la thèse

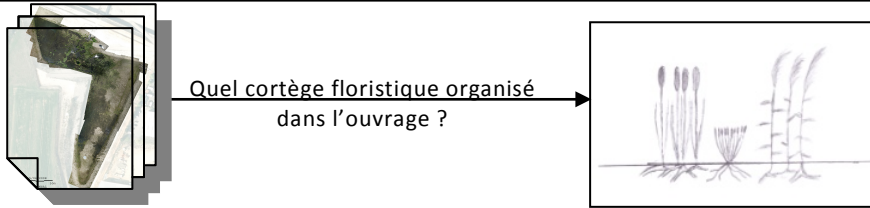


OBJECTIFS

Ce doctorat a pour objectif général d'améliorer les connaissances sur la végétation se développant dans les bassins de récupération d'eaux pluviales et sur les interactions entre ces plantes et l'horizon de surface contaminé, en s'appuyant intégralement sur une démarche de terrain et en privilégiant l'étude *in situ* du développement de la végétation.

Cet objectif est décliné suivant différentes échelles d'études en essayant de répondre principalement aux questions suivantes :


a. A l'échelle du bassin



Quel cortège floristique organisé dans l'ouvrage ?

- **Caractériser la diversité végétale des bassins d'infiltration et de rétention**
- **Déterminer les habitats caractéristiques et les exigences écologiques des espèces dominantes des bassins**
- **Mettre en relation la dominance de certaines espèces avec les caractéristiques de fonctionnement de l'ouvrage**

b. A l'échelle de l'espèce (1 m²)



Quelles sont les interactions physico-chimiques entre les plantes et l'horizon de surface ?

- **Améliorer la connaissance des caractéristiques édaphiques et géochimiques sous un couvert végétal dans les ouvrages d'assainissement pluvial**
- **Etudier la mobilité potentielle et l'accumulation des métaux lourds présents dans l'horizon de surface colonisé par les plantes**
- **Etudier l'influence du stade de croissance des plantes sur les caractéristiques physico-chimiques**

Démarche générale

a. A l'échelle de l'ouvrage

A l'échelle de l'ouvrage, l'étude est essentiellement consacrée à une approche écologique de la dynamique de la végétation dans les bassins contaminés. La démarche est plus particulièrement détaillée dans la Figure B-1. Cette démarche est novatrice dans la mesure où très peu de données floristiques et de diversité végétale existent pour ce genre d'ouvrage. La description de la végétation doit apporter des éléments de compréhension du fonctionnement de l'ouvrage.

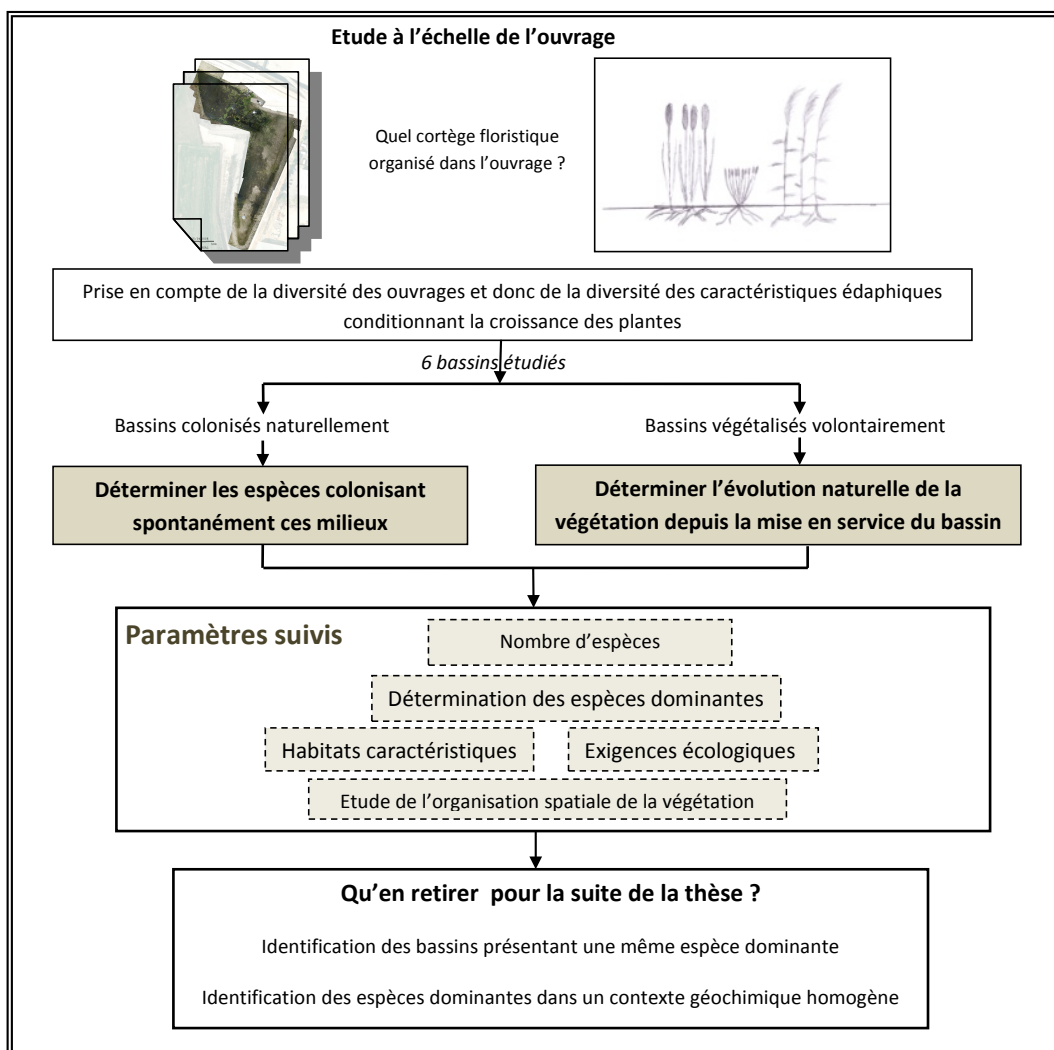


Figure B-1 Démarche générale de l'étude de la flore

L'étude de la végétation des bassins fait l'objet du chapitre C du manuscrit. La première partie présente la méthodologie et la deuxième partie se concentre sur les résultats obtenus.

b. A l'échelle de l'espèce (1m²)

Le choix de l'étude ciblée du Zn, Cu et Cd a été fait car, d'une part ils sont représentatifs des contaminants présents en milieu urbain et d'autre part car ils se caractérisent par des mobilités différentes et enfin sont différemment assimilables et tolérés par la plante.

Les travaux portent sur les 10^{ers} cms du sol qui correspondent à la couche de sédiments anthropiques formés à la surface du bassin. La dénomination de sédiments permet de garder à l'esprit l'origine des matériaux mais laisse oublier le fait qu'ils évoluent en présence de végétaux. Nous préférons, dans la partie résultats, utiliser le plus souvent le terme d'horizon de surface.

Afin d'étudier l'interaction entre espèces végétales et caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface, deux principales orientations ont été choisies [Figure B-2]:

La première orientation étudie l'effet du contexte géochimique sur l'accumulation métallique par la plante et la spéciation chimique du Zn, Cd et Cu sous un couvert végétal. Pour ce premier cas de figure, il a été décidé de sélectionner une espèce donnée suite à l'inventaire floristique et d'étudier la contamination métallique et la mobilité potentielle des métaux dans 2 bassins aux caractéristiques édaphiques très contrastées.

La deuxième orientation étudie l'effet de l'espèce végétale sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface, l'accumulation métallique dans les plantes et la mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu. Nous avons choisi de nous situer dans un contexte géochimique homogène, c'est-à-dire dans un seul bassin présentant des zones homogènes. Le choix du bassin et des espèces étudiées sera opéré en fonction des résultats de la partie 2 sur la colonisation végétale des ouvrages.

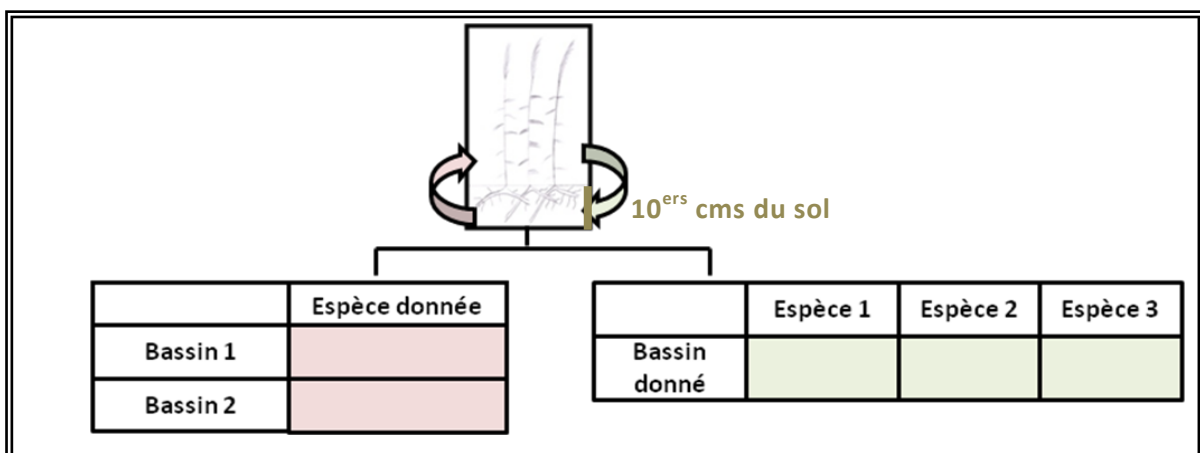
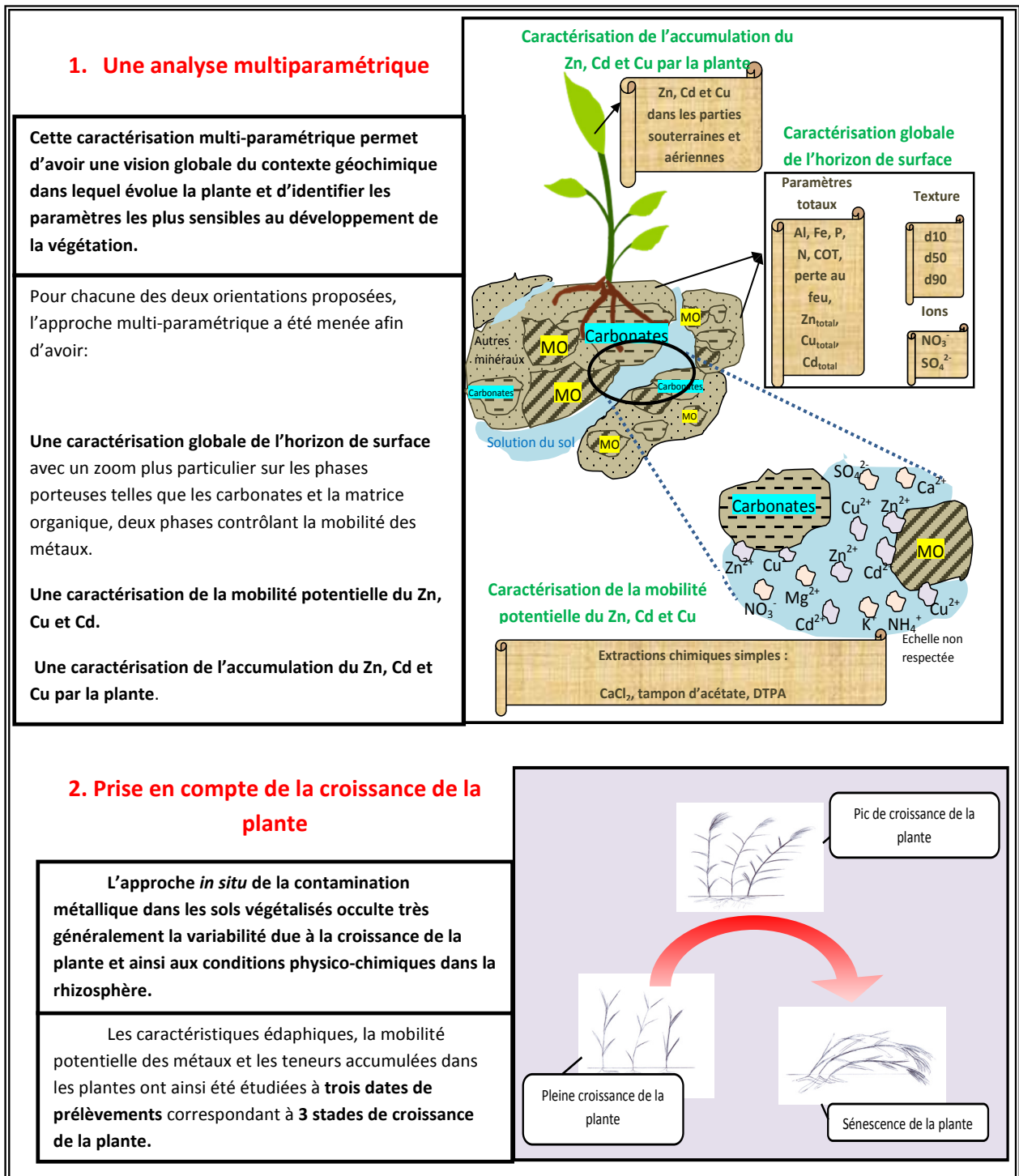


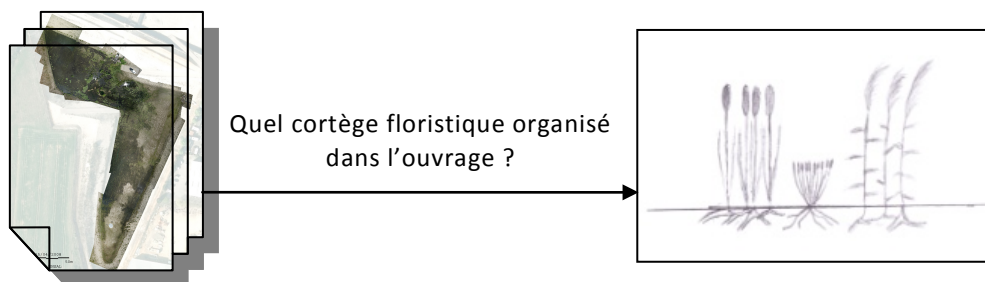
Figure B-2 Démarche appliquée pour l'étude à l'échelle de l'espèce

La méthodologie et l'ensemble des résultats obtenus à cette échelle sont présentés dans le chapitre D du manuscrit. La partie 1 présente le matériel et méthodes utilisés pour l'ensemble des expériences. Les résultats portant sur la première orientation seront présentés dans la deuxième partie. Les résultats portant sur la deuxième orientation seront présentés dans la troisième partie.

A cette échelle, la démarche expérimentale repose sur 2 principes généraux [Figure B-3] : la nécessité de mener une analyse multiparamétrique et la prise en compte de la croissance de la plante.



Chapitre C Colonisation végétale des bassins de récupération des eaux pluviales



En rappel, les objectifs de cette partie sont :

- Caractériser la diversité végétale des bassins d'infiltration et de rétention
- Déterminer les habitats caractéristiques et les exigences écologiques des espèces dominantes des bassins
- Mettre en relation la dominance de certaines espèces avec les caractéristiques de fonctionnement de l'ouvrage

Sommaire du chapitre C

| | | |
|-----------------|--|-----------|
| PARTIE 1 | MATERIEL ET METHODES | 61 |
| 1.1 | PROBLEMATIQUE DE L'ETUDE : UNE DIVERSITE DE BASSINS DE GESTION DES EAUX PLUVIALES | 61 |
| 1.1.1 | Présentation du contexte général | 61 |
| 1.1.2 | Description des sites étudiés | 62 |
| 1.2 | METHODOLOGIE DE L'INVENTAIRE | 64 |
| 1.2.1 | Repérage des grandes hétérogénéités spatiales dans le bassin. | 64 |
| 1.2.2 | Démarche choisie pour effectuer les relevés floristiques | 65 |
| 1.2.2.1 | Détermination de l'aire minimale | 65 |
| 1.2.2.2 | Attribution de l'indice d'abondance | 66 |
| 1.2.2.3 | Méthodologie pour l'exploitation des résultats | 66 |
| 1.2.3 | Cas particulier du bassin Django Reinhardt: relations entre la végétation et les caractéristiques édaphiques du milieu | 68 |
| 1.2.3.1 | Collecte de données sur les caractéristiques édaphiques de l'ouvrage | 68 |
| 1.2.3.2 | Exploitation de photos aériennes : notion de recouvrement et dynamique de colonisation de l'ouvrage | 69 |
| 1.2.3.3 | Méthodologie pour l'exploitation des résultats spécifiques à Django Reinhardt | 71 |
| 1.2.3.4 | Hétérogénéité spatiale de la végétation : biomasse et accumulation métallique | 72 |
| PARTIE 2 | RESULTATS DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE | 73 |
| 2.1 | CARACTERISATION DE BASSINS VEGETALISES VOLONTAIREMENT | 74 |
| 2.1.1 | Caractérisation de la végétation du bassin 1 de Grézieu la Varenne : un filtre planté de roseaux | 74 |
| 2.1.2 | Caractérisation de la végétation de Minerve | 75 |
| 2.1.2.1 | Caractéristiques principales de la végétation en 2008 | 75 |
| 2.1.2.2 | Evolution de la végétation après 9 ans de fonctionnement du bassin | 77 |
| 2.2 | VEGETALISATION NATURELLE : DES BASSINS AVEC UNE SIGNATURE ECOLOGIQUE SPECIFIQUE | 80 |
| 2.2.1 | Caractérisation de la végétation du bassin B2 de Grézieu la Varenne | 80 |
| 2.2.1.1 | Recensement des espèces du bassin | 80 |
| 2.2.1.2 | Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques | 82 |
| 2.2.1.3 | Exigences écologiques des espèces dominantes | 83 |
| 2.2.1.4 | Organisation spatiale de la végétation au sein du bassin | 84 |
| 2.2.2 | Caractérisation de la végétation du bassin de Pierre Blanche | 86 |
| 2.2.2.1 | Espèces recensées | 86 |
| 2.2.2.2 | Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques | 88 |
| 2.2.2.3 | Exigences écologiques des espèces dominantes | 90 |
| 2.2.3 | Caractérisation de la végétation de Pithioud | 92 |
| 2.2.3.1 | Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques | 93 |
| 2.2.3.2 | Exigences écologiques des espèces dominantes | 93 |
| 2.2.3.3 | Hétérogénéité spatiale de la densité de végétation | 93 |
| | | 59 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 2.3 | CAS PARTICULIER DU BASSIN DJANGO REINHARDT | 95 |
| 2.3.1 | Espèces présentes dans le bassin | 95 |
| 2.3.2 | Organisation de la végétation dans le bassin | 97 |
| 2.3.2.1 | Détermination des espèces et habitats caractéristiques | 97 |
| 2.3.2.2 | Exigences écologiques des espèces selon la zone du bassin | 99 |
| 2.3.2.3 | Co-inertie : couplage des données floristiques et physico-chimiques | 102 |
| 2.3.3 | Etude de la dynamique de colonisation à l'aide de photos aériennes | 106 |
| 2.3.3.1 | Etude de la répartition spatiale de l'eau | 108 |
| 2.3.3.2 | Relation entre distribution de la végétation et répartition de l'eau | 109 |
| 2.3.3.3 | Relation entre distribution de la végétation et contamination métallique | 113 |
| 2.3.3.4 | Evolution de la colonisation végétale du bassin | 114 |
| 2.3.4 | Zn, Cd et Cu dans les parties aériennes des végétaux | 115 |
| 2.4 | QUE RETENIR DE CE CHAPITRE ? | 117 |
| 2.4.1 | Les bassins d'assainissement pluvial, des milieux de biodiversité moyenne | 117 |
| 2.4.2 | Une méthodologie peu utilisée dans ces ouvrages | 119 |
| 2.4.3 | Choix des zones pour la suite de la démarche de la thèse | 121 |

Partie 1 Matériel et méthodes

1.1 Problématique de l'étude : une diversité de bassins de gestion des eaux pluviales

1.1.1 Présentation du contexte général

La première étape pour l'étude de la colonisation végétale des bassins consiste à avoir une image de la diversité des milieux dans lesquels les plantes peuvent se développer. En décembre 2007, une visite des **34 ouvrages végétalisés** de l'agglomération lyonnaise a été réalisée [Figure C-1].

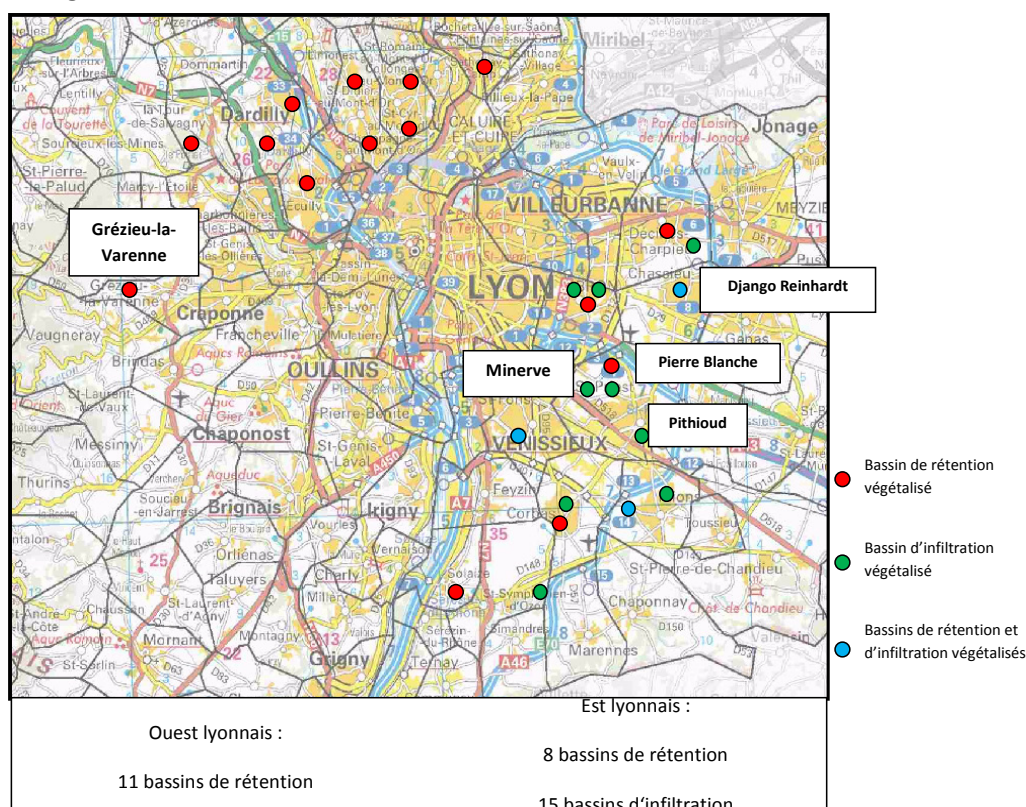


Figure C-1 Panorama des sites végétalisés

La diversité des ouvrages végétalisés est principalement liée à la diversité des contextes géologiques et des usages du sol dans l'agglomération lyonnaise, mais également à la nature de la végétalisation.

Le contexte géologique de l'agglomération lyonnaise se décompose principalement en deux parties : l'Ouest lyonnais et l'Est lyonnais. La géologie de l'est lyonnais est marquée par les phénomènes glaciaires et périglaciaires liés aux différentes phases d'avance et de retrait du glacier du Rhône durant le Quaternaire. Lors du retrait du glacier, les eaux de fontes s'écoulant en nappe, ont d'une part lessivé la partie supérieure des dépôts glaciaires et d'autre-part

engendré des dépôts fluvio-glaciaires accumulés dans les vallons ou couloirs. Ces dépôts permettent une évacuation relativement rapide des eaux vers la nappe souterraine. Ainsi, l'infiltration des eaux pluviales dans l'est lyonnais est une technique très couramment utilisée et il en résulte une grande diversité de typologies d'ouvrages. Dans l'ouest lyonnais, les terrains sont anciens (essentiellement des gneiss et granite) et donc imperméables. Les techniques développées dans le cadre de la gestion des eaux pluviales reposent ainsi sur la rétention des eaux et stockage temporaire avant relargage vers le milieu naturel.

Les usages de sol sont également très diversifiés. Du fait d'une topographie peu contraignante, la plaine de l'Est Lyonnais a connu depuis le début du 20^{ème} siècle une forte urbanisation liée à l'expansion de la ville vers la périphérie et aux activités industrielles qui s'y sont implantées. Il y a eu un phénomène de péri-urbanisation qui a fini par transformer des communes essentiellement rurales en banlieues résidentielles et industrielles, mais où l'activité agricole reste encore très présente. Ainsi, on note un mélange de bassins versants à la fois résidentiels, industriels mais également ruraux. Dans l'ouest lyonnais, on note principalement des bassins versants de nature résidentiels ou agricoles.

Enfin, **la végétalisation des ouvrages peut être de deux types, volontaire ou naturelle.** Les gestionnaires ont volontairement introduit dans quelques bassins des espèces végétales au moment de la conception de l'ouvrage, dans des objectifs paysagers et/ou de traitement des eaux pluviales. Mais la végétation peut également s'être développée naturellement sans intervention de l'homme. Les caractéristiques édaphiques de ces milieux artificiels permettent le développement d'une flore sauvage.

1.1.2 Description des sites étudiés

Nous avons sélectionné 6 ouvrages dont les principales caractéristiques sont présentées dans le Tableau C-1. Les bassins ont été sélectionnés, selon les critères suivants : nature de la végétalisation (volontaire ou naturelle), nature du bassin versant (industriel, résidentiel, agricole,...), surface du bassin.

Tableau C-1 Caractéristiques des bassins

| | Végétalisation naturelle | | | | Végétalisation volontaire | |
|---|--------------------------|-------------------------|-----------------------|------------------------------|---------------------------|-------------------------|
| | Pierre Blanche | Grézieu-la-Varenne (B2) | Pithioud | Django | Minerve | Grézieu-la-Varenne (B1) |
| Date de mise en service | 2000 | 2003 | 1995 | 1975, réhabilité en 2001 | 1999 | 2003 |
| Nature du bassin | Bassin de rétention | Bassin de rétention | Bassin d'infiltration | Bassin d'infiltration | Bassin de rétention | Bassin de rétention |
| Nature du bassin versant (B.V.) | Agricole | Résidentiel | Industriel | Industriel | Tertiaire | Résidentiel |
| Coefficient d'imperméabilisation | 0,3 | 0,3 | 0,55 | 0,7 | 0,8 | 0,3 |
| Surface du BV (en ha) | 42 | 28 | 145 | 175 | 146 | 28 |
| Surface du bassin (en m²) | 2950 | 630 | 7791 | 8112 | 4333 | 212 |
| Autre information sur la végétation | Plusieurs espèces | Plusieurs espèces | Plusieurs espèces | Plusieurs espèces dominantes | Plusieurs espèces | Une seule espèce |

La Figure C-2 présente une photographie de chacun des 5 sites étudiés.

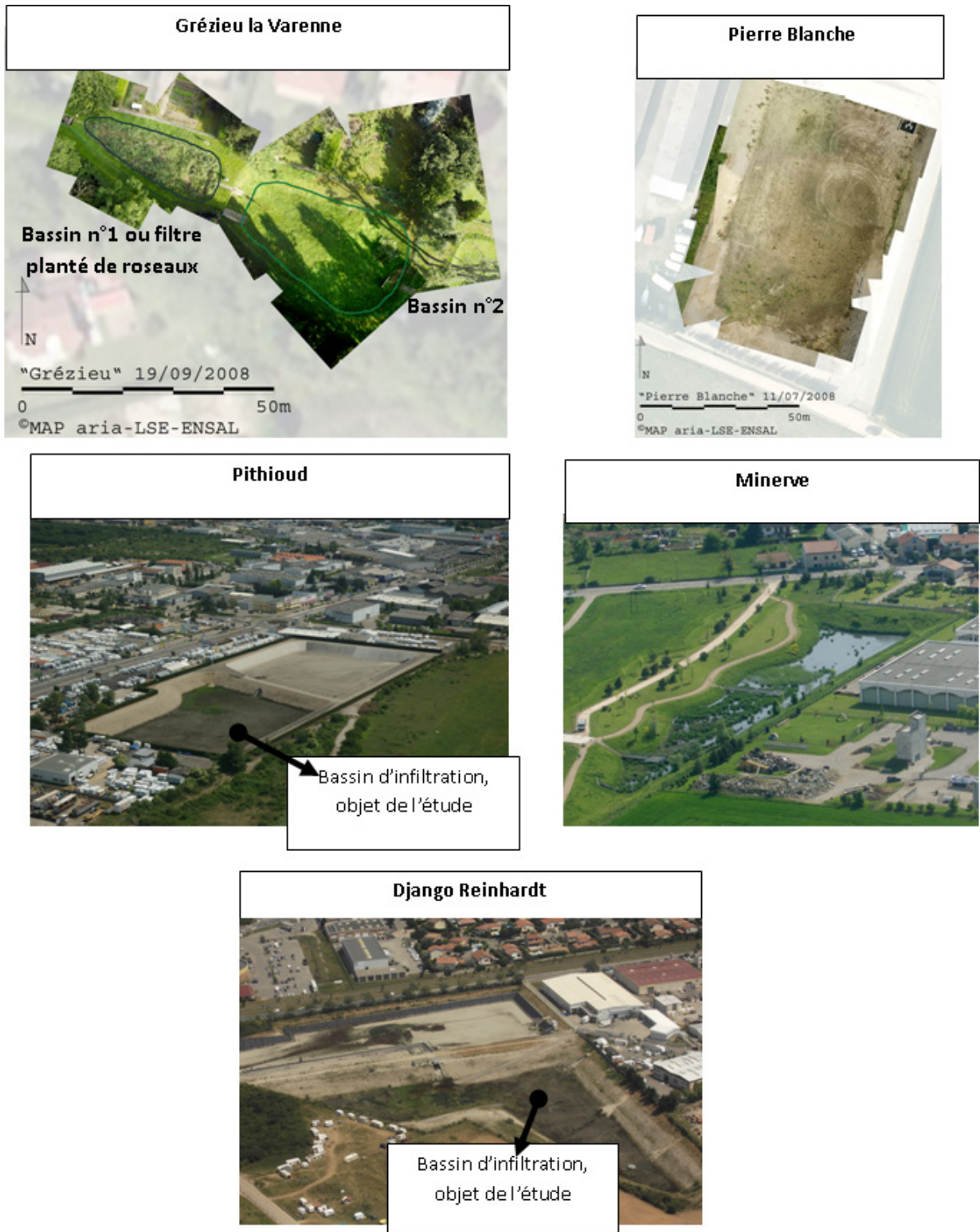


Figure C-2 Photos des sites d'étude

1.2 Méthodologie de l'inventaire

1.2.1 Repérage des grandes hétérogénéités spatiales dans le bassin.

La première étape de l'inventaire consiste à déterminer la distribution de la végétation dans l'ouvrage et repérer les principales hétérogénéités spatiales. Cette étape permet de fixer le nombre de quadrats nécessaires lors de l'inventaire. Plusieurs cas de figures ont pu être rencontrés :

- Pour les bassins de faible surface (Grézieu la Varenne, Pierre Blanche), l'organisation spatiale de la végétation a directement été déterminée visuellement sur le terrain.
- Pour les bassins de grande surface mais présentant des groupements visuellement bien délimités, la première étape a été réalisée seule à l'aide de visites *in situ*.
- Pour les bassins de surface importante et présentant une distribution spatiale hétérogène de la végétation (Django), la détermination des principales hétérogénéités spatiales du bassin a été réalisée à l'aide de visites *in situ* et de photographies aériennes. Les photos aériennes ont été réalisées à l'aide d'un drone à une hauteur moyenne de 20 m par rapport au niveau du bassin ce qui, compte tenu de la distance focale de l'objectif utilisé, permet de balayer approximativement une surface de 30x20 m soit environ 600 m² par prise de vue [Figure C-3]. A cette distance, compte tenu de la résolution du capteur embarqué, on s'approche d'une résolution théorique de 8,4mm/pixel. Il faut également tenir compte d'un facteur de recouvrement entre images suffisant (environ 20%) pour faciliter l'assemblage de vues : tenant compte de ces éléments la couverture d'un bassin de la surface de « DJANGO » représente environ 40 vues assemblées.

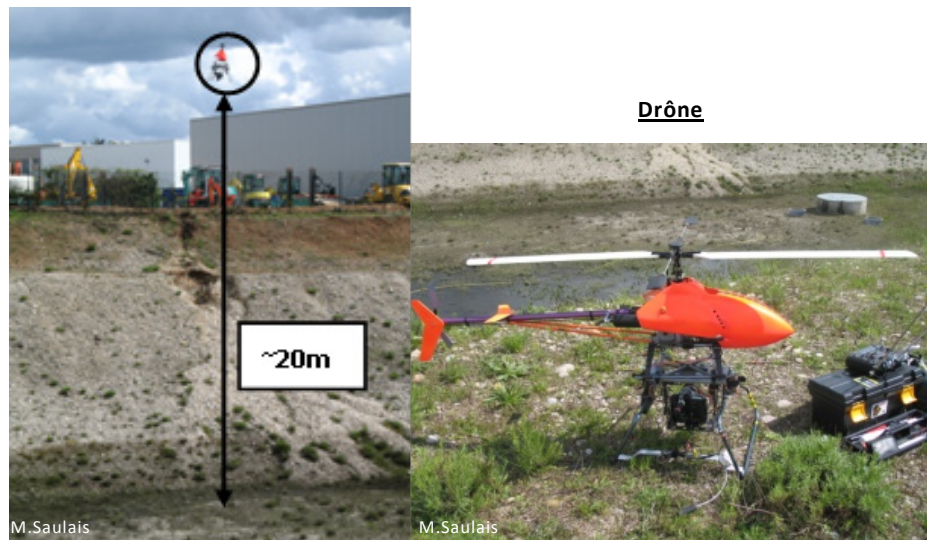


Figure C-3 Drone utilisé pour la prise de photos aériennes

Les images collectées ont une taille de 4288 x 2848 pixels. L'assemblage final s'effectue principalement à l'aide de l'outil « photomerge » de Photoshop (un outil d'assistance à l'assemblage est à l'étude) et permet de réaliser des vues de grande dimensions qui sont exploitées dans le but de caractériser les grandes typologies de végétation dans l'ouvrage

d'une part et l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques édaphiques d'autre part [Figure C-4].

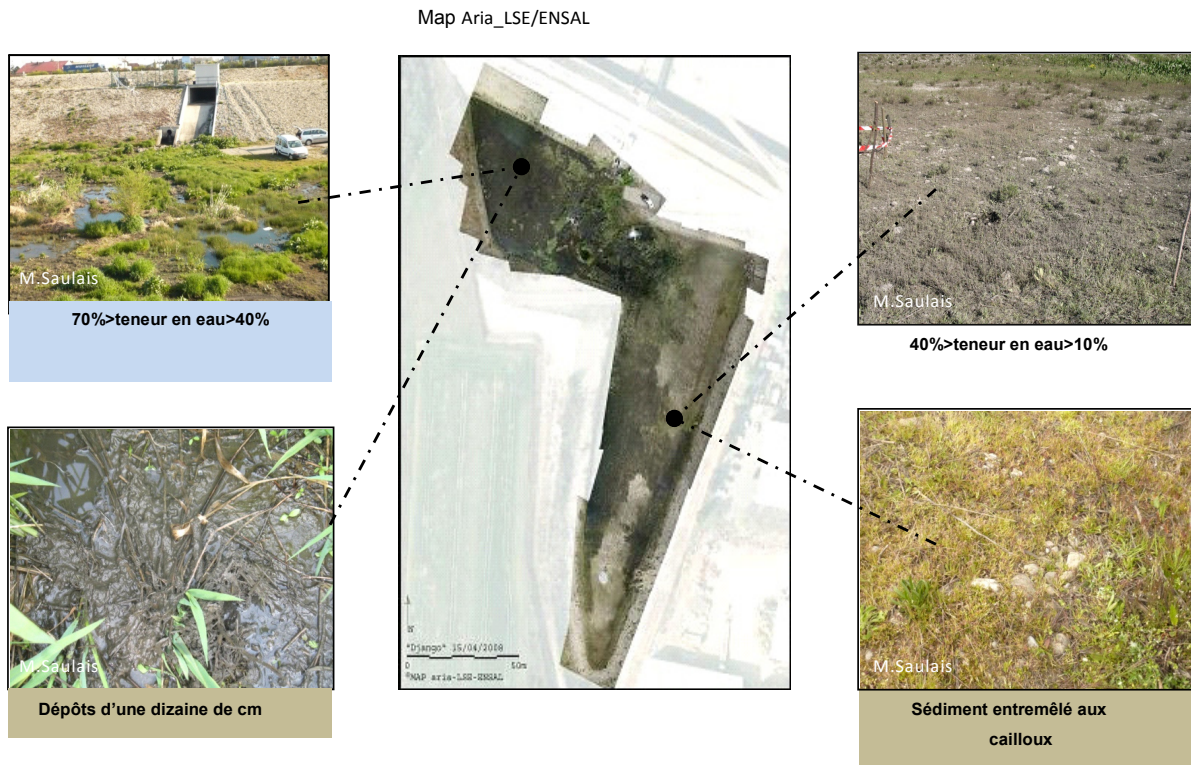


Figure C-4 Détermination des hétérogénéités spatiales

1.2.2 Démarche choisie pour effectuer les relevés floristiques

Le nombre de zones échantillonnées dans le bassin varie spécifiquement en fonction du bassin et plus spécialement en fonction de sa surface mais également des hétérogénéités spatiales de la végétation dans l'ouvrage. Plus le bassin présente une surface élevée et plus la distribution spatiale de végétation est hétérogène, plus le nombre de quadrats est élevé.

La méthodologie et en particulier le nombre de quadrats sera ainsi spécifiée pour chacun des bassins.

1.2.2.1 Détermination de l'aire minimale

L'inventaire floristique, mené au printemps (mai 2008 jusqu'à début juin) a été réalisé à l'aide de quadrats (carrés en bois de 1m^2 dans lesquels l'ensemble des espèces présentes sont répertoriées) puis la surface est doublée jusqu'au moment où plus aucune nouvelle espèce ne soit recensée. On obtient alors l'aire minimale [Figure C-5]. Le relevé floristique doit prendre en compte toutes les espèces présentes dans le quadrat.



Figure C-5 Détermination de l'aire minimale

1.2.2.2 Attribution de l'indice d'abondance

Dans un deuxième temps, on attribue un indice d'abondance-dominance à chaque espèce présente dans l'aire minimale [Tableau C-2].

L'abondance-dominance repose sur la surface recouverte par une espèce par rapport à la surface occupée par le peuplement ainsi que sur le nombre d'individus de l'espèce par rapport au nombre total d'individus du peuplement. La méthode employée repose donc sur un couplage des indices d'abondance et de recouvrement et plus précisément sur l'utilisation de l'échelle de Braun-Blanquet, qui prévoit d'attribuer un indice de 1 à 5, défini ci-dessous.

Tableau C-2 Echelle utilisée des indices d'abondance-dominance de la flore

| Indice d'abondance-dominance | Caractérisation |
|------------------------------|---|
| 5 | Nombre quelconque d'individus – recouvrement entre 75% et 100% de la surface de référence |
| 4 | Nombre quelconque d'individus – recouvrement entre 50 et 75% de la surface de référence |
| 3 | Nombre quelconque d'individus – recouvrement entre 25% et 50% de la surface de référence |
| 2 | Individus très abondants – recouvrement entre 5% et 25% de la surface de référence |
| 1 | Individus assez abondants mais recouvrement faible de la surface de référence |
| + | Individus rares (ou très rares) et recouvrement très faible de la surface de référence* |

*Surface de référence = surface recouverte par le peuplement végétal

Il est à noter que cette échelle est présentée avec un seul chiffre significatif. Il est délicat de transformer cette échelle en %, c'est-à-dire avec 2 chiffres significatifs, car il s'agit d'une estimation visuelle.

1.2.2.3 Méthodologie pour l'exploitation des résultats

Afin de répondre à ces objectifs, l'analyse des résultats s'est faite en deux temps :

Dans un premier temps, nous avons rassemblé les relevés floristiques et identifié l'ensemble des espèces présentes dans l'ouvrage. Ce tableau a permis de mettre en évidence la dominance de certaines espèces. Ces espèces dominantes sont obtenues en éliminant les espèces seulement représentées par quelques individus dans les différentes zones échantillonnées.

Une fois ce travail réalisé, le tableau a été analysé en suivant plusieurs étapes :

- **Estimation de la diversité végétale** de l'ouvrage obtenue par la détermination du nombre d'espèces présentes dans le bassin.
- **Caractérisation biologique des espèces** du bassin par détermination de leur type biologique [Figure C-6].
- **Caractérisation des habitats caractéristiques des espèces dominantes du bassin.** Ces habitats sont définis après identification des alliances végétales dans lesquelles on retrouve couramment les espèces dominantes.
- **Caractérisation des exigences écologiques des espèces dominantes.** Chaque type de végétation possède des attributs écologiques qui lui sont propres : sensibilité particulière à l'hydromorphie du substrat, au pH, à la texture du sol, à l'ensoleillement. Les termes employés pour qualifier la végétation sont définis dans la figure 5.

La caractérisation des habitats et des exigences écologiques des espèces dominantes a été menée à l'aide des avancées du **projet national de botanique, mis en ligne par Tela-Botanica** ainsi que des **guides phytosociologiques** réalisés par les Conservatoires Botaniques Nationaux⁷.

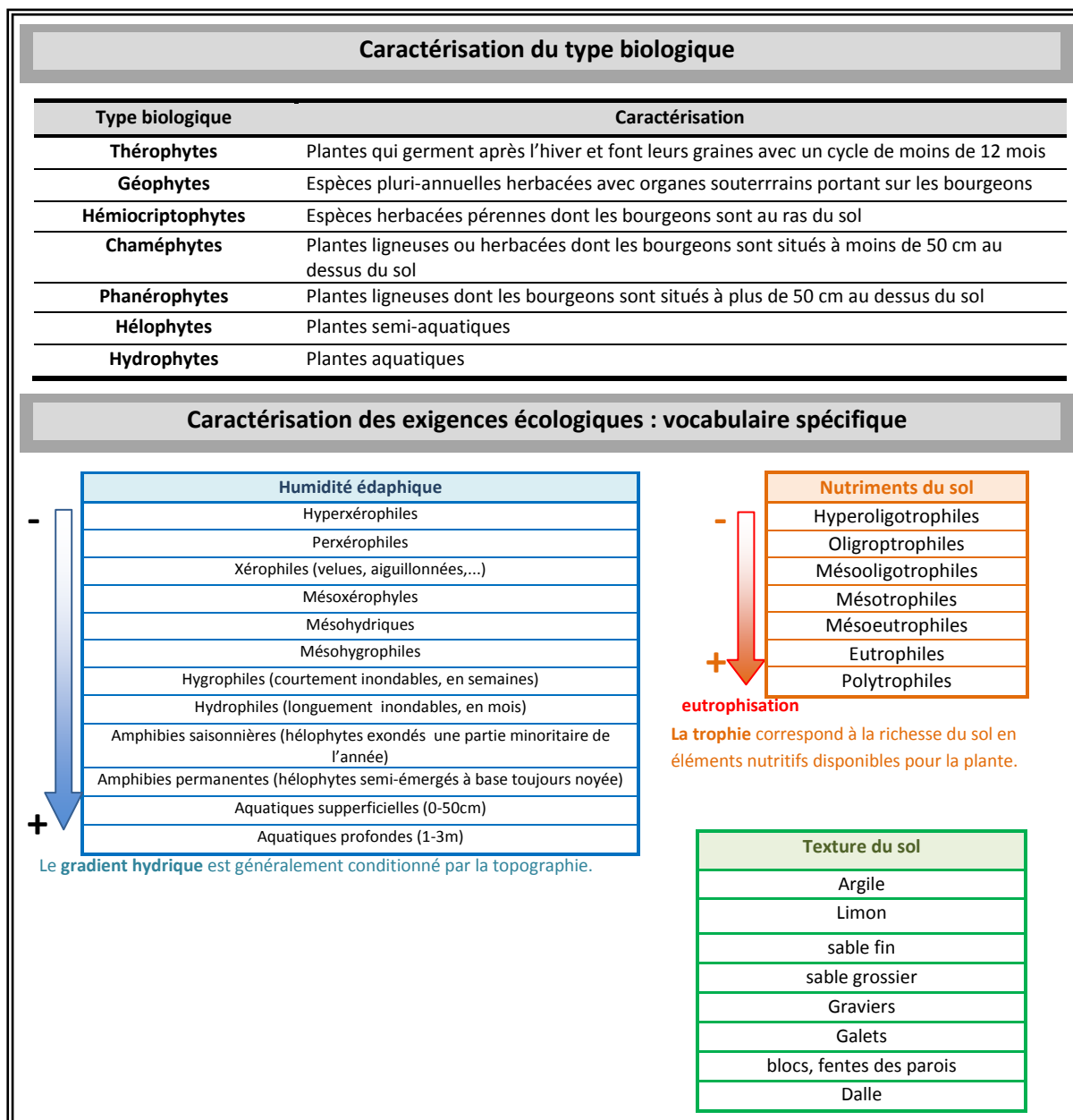


Figure C-6 Définition des termes employés pour la description de la végétation (projet Tela-Botanica)

⁷ Le réseau Tela-Botanica développe des projets autour de la botanique en collaboration directe avec des chercheurs, des professionnels et le grand public.

Le but du Projet National de Botanique est de mettre en ligne un tableau présentant les caractéristiques botaniques (type biologique,...), écologiques (valeurs d'Ellenberg, valence écologique⁷,...) et phytosociologiques (classe végétale) de 7000 espèces végétales recensées en France. On peut également citer les tableaux originaux descriptifs des associations végétales présentes en France qui ne sont autres que des relevés phytosociologiques listant les présences des espèces dans chaque association, en les affectant de coefficients semi-quantitatifs.

Les guides phytosociologiques apportent des informations sur l'écologie, la phytogéographie, la biodiversité des milieux naturels de régions délimitées.

1.2.3 Cas particulier du bassin Django Reinhardt: relations entre la végétation et les caractéristiques édaphiques du milieu

L'étude de la relation entre caractéristiques de la végétation du bassin et caractéristiques physico-chimiques ainsi que l'étude de la dynamique spatiale de recouvrement de la végétation n'a été réalisée que sur un seul bassin. Cette démarche demande une collecte importante de données, une mise en place d'outils spécifiques (photographies aériennes) ainsi qu'un traitement et analyse des résultats approfondie. Il a donc été décidé de privilégier le bassin où visuellement on a pu repérer une forte hétérogénéité tant du point de vue des caractéristiques édaphiques (notamment répartition de l'eau) que du point de vue des grands traits de l'organisation de la végétation.

Le choix s'est donc arrêté sur Django Reinhardt, bassin d'environ 8000 m², qui présente une répartition hétérogène de l'eau dans l'ouvrage, avec une zone immergée de manière quasi permanente et une végétalisation hétérogène avec d'un côté des groupements végétaux denses et de l'autre, une végétation herbacée épars.

1.2.3.1 Collecte de données sur les caractéristiques édaphiques de l'ouvrage

Des mesures physico-chimiques ont été réalisées en mai 2010 sur des échantillons de sol (5 premiers cm) prélevés dans des quadrats dont la composition floristique est contrastée. Le choix des quadrats a été réalisé après l'obtention des résultats de l'inventaire floristique. Les paramètres mesurés sont la teneur en eau, la perte au feu et la granulométrie :

- La **teneur en eau** est mesurée selon la norme NFX31-102. Une masse d'environ 10g d'échantillon humide est séchée pendant 24h à 105°C dans une étuve. Le poids de la prise d'essai est évalué avant et après séchage. La teneur en eau est obtenue à l'aide de la formule suivante : $(m_{\text{humide}} - m_{\text{sec}}) / m_{\text{sec}}$. La mesure est réalisée en triplicats.
- La **perte au feu** permet d'évaluer la teneur en matière organique dans le sol. Elle est obtenue par combustion de 5 à 10g d'échantillon sec à 550°C pendant 2h. La mesure est réalisée en triplicats.
- Le principe de la **granulométrie laser** repose sur la diffraction de la lumière par les particules. Le granulomètre laser permet ainsi de connaître les proportions volumiques des différentes classes de taille de particules constituant un matériau solide (sol, sédiment, poudre, etc.). Le granulomètre utilisé est le Mastersizer de Malvern Instruments, équipé avec un système d'échantillonnage 2000G. Sa gamme de précision s'étend de 0.02 à 2000 µm. La mesure de la granulométrie a été réalisée sur des échantillons secs de sol. Cette mesure a été réalisée sur une seule prise d'essai mais le granulomètre laser a été programmé pour réaliser trois mesures successives. Les indices granulométriques relevés sont les indices d50, d90. Le diamètre médian ou d50 est l'ouverture théorique du tamis telle que 50% des particules, en volume, ont un diamètre supérieur et 50% un diamètre inférieur.

Nous avons également exploité des mesures de **teneurs métalliques dans les 5 premiers cm du sol**, obtenues dans le cadre de campagnes annuelles par le Laboratoire de Génie Civil et l'Ingénierie Environnementale (LGCIE) de l'INSA en vue de l'étude de la distribution spatiale des métaux lourds. Cent échantillons ont été prélevés sur une surface de 1 m² selon un

maillage régulier carré sur l'ensemble de l'ouvrage). Une masse d'environ 500g a été prélevée. Un sous-échantillon d'environ 50g a été extrait, puis séché à 105°C pendant 24h et enfin tamisé à 2 mm. Les échantillons ont ensuite été analysés à l'aide d'un spectromètre portable de fluorescence X Niton XL723S. Cet échantillonnage est expliqué en détail dans Lecoustumer *et al.* (2008).

1.2.3.2 Exploitation de photos aériennes : notion de recouvrement et dynamique de colonisation de l'ouvrage

Le traitement des photos aériennes pour l'étude de la dynamique de recouvrement de la végétation du bassin Django Reinhardt d'une surface de 8000m² a été réalisé au moyen de deux logiciels : SpacCEM3 (Spatial Clustering with EM and Markov Model) et IFE (Image Feature Extraction). Ces étapes ont été réalisées par le laboratoire Map Aria de l'Ecole Nationale Supérieure d'Architecture. L'objectif est de classifier différents motifs de sol à partir de photos aériennes brutes (cf. paragraphe 1.2.1.) permettant ainsi d'avoir une vue globale de l'occupation de la surface du bassin par la végétation.

Cette classification consiste en une segmentation de l'image en différentes zones de texture différentes :

- **Avant l'opération de segmentation**, la photo aérienne « brute » a été sous-échantillonnée à 25% puis décomposée en cinq morceaux pour des raisons de mémoire et de capacité de traitement de logiciel.
- **Ensuite, la classification** a été réalisée selon une méthode nommée « classification non supervisée » qui consiste à segmenter chacune des cinq images en un certain nombre de classes, sans effectuer d'apprentissage de motifs de texture préalable. Les algorithmes utilisés tentent de trouver les paramètres permettant d'aboutir à la segmentation décrivant au mieux l'image. Les motifs étant décomposés en n sous-classes au cours de l'apprentissage (n variant de 6 à 10), c'est l'algorithme ICM (iterational conditional modes) qui a servi pour la classification non supervisée.
- **Après obtention de l'image segmentée**, le choix de la meilleure image est effectué selon la connaissance du terrain, et les objectifs recherchés.
- **Enfin, les 5 morceaux de photo traités sont regroupés et harmonisés** afin d'obtenir une photo traitée à l'échelle de l'ouvrage.

L'analyse automatique donne 90% de bons regroupements, et les 10% restants sont corrigés manuellement. Les temps de calcul pour une image de 2700 x 1800 pixels sont de l'ordre de 8 à 10h.

L'ensemble des étapes est rappelé dans la Figure C-7, ci-dessous.

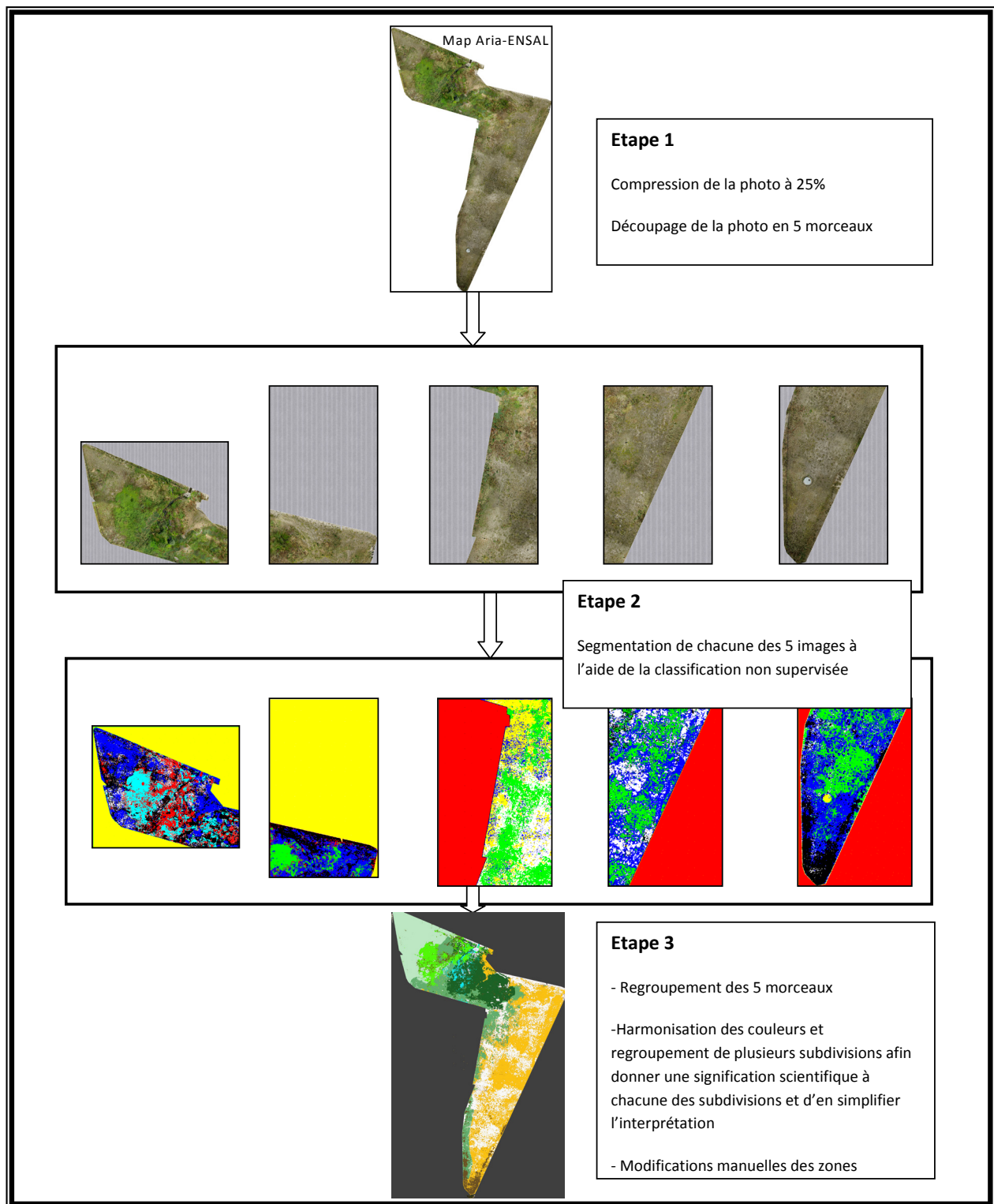


Figure C-7 Synthèse des différentes étapes de traitement de la photo aérienne

1.2.3.3 Méthodologie pour l'exploitation des résultats spécifiques à Django Reinhardt

La démarche sélectionnée pour hiérarchiser et classer les groupes floristiques présents dans l'ouvrage repose sur la construction d'un dendrogramme. La méthode employée est la méthode dite « **complete linkage** » ou « méthode du saut maximum » réalisée sur une matrice de distance floristique (ici **distance de Bray-Curtis**). Avec des données d'abondance, le meilleur indice floristique est généralement celui de Bray-Curtis, parfois aussi appelé "percentage difference" [Gower et Legendre, 1986, Legendre et Legendre, 1998].

La distance de Bray Curtis utilisés dans la présente étude est définie ci-dessous :

$$BCd_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n |x_{ik} - x_{jk}|}{\sum_{k=1}^n (x_{ik} + x_{jk})}$$

i et j représentent deux lignes (relevés) de la matrice de données,
k représente une colonne de la matrice de données (espèce) et donc
x_{ik} est la valeur de la variable k (abondance de l'espèce k) pour la ligne i
n est le nombre total de variables (espèces) dans la matrice

La réalisation du dendrogramme, basée sur le calcul de la distance entre différents groupes, peut faire intervenir divers algorithmes d'agrégation. Notre objectif est de limiter le poids donné aux espèces rares afin de mettre en évidence l'organisation spatiale des quadrats du bassin « Django » en fonction de leurs espèces dominantes. Dans la mesure où l'intérêt est d'obtenir des groupes les plus contrastés possibles, la méthode du "complete linkage" ou « saut maximum » qui consiste à définir la distance entre deux groupes par celles entre les objets les plus éloignés dans les groupes, est la plus adaptée.

Dans un deuxième temps, **l'analyse par coinertie** permet d'étudier les relations entre caractéristiques physico-chimiques et distribution de la flore. L'analyse par coinertie est une technique de couplage de tableaux. Elle est utilisable à condition que les tableaux d'entrée de données aient une dimension commune (dans notre cas, les n individus = les n quadrats). L'analyse par coinertie s'effectue généralement après une AFC (analyse factorielle des correspondances) sur les données floristiques et une ACP (analyse des correspondances principales) sur les caractéristiques édaphiques du sol de différentes zones échantillonnées. Si l'ACP et l'AFC reposent l'une et l'autre sur la recherche de structures dans les données, la coinertie recherche la structure commune des structures déjà mises en évidence par les analyses séparées. Nous avons utilisé cette technique pour comparer le regroupement des échantillons selon leurs caractéristiques physicochimiques et la distribution des mêmes échantillons selon leurs caractéristiques floristiques. La comparaison de ces distributions nous a apporté des renseignements sur les paramètres les plus influents sur la répartition des espèces dominantes dans le bassin.

Ces analyses ont été réalisées avec le logiciel R. Les scripts sont présentés dans l'annexe 2.

1.2.3.4 Hétérogénéité spatiale de la végétation : biomasse et accumulation métallique

La végétation se développant à Django Reinhardt a fait l'objet d'une étude plus approfondie afin d'aborder la notion d'accumulation métallique par les végétaux et d'avoir une photographie spatiale des capacités d'extraction de la végétation dans le bassin.

- Un critère étudié concerne la **production de biomasse végétale aérienne** dans différentes zones de l'ouvrage, paramètre intervenant dans la caractérisation de la capacité d'accumulation des métaux (Zn, Cu, Cd). Le prélèvement des végétaux a eu lieu selon la procédure décrite dans la Figure C-8. Une fois prélevée, la biomasse fraîche par m^2 est estimée par pesée au laboratoire puis la teneur en eau est estimée selon la norme NFX31-102 après séchage à $105^{\circ}C$ pendant 24h.
- **Les teneurs en métaux dans les parties aériennes** sont déterminées après lavage puis séchage pendant 24h à $105^{\circ}C$. Les végétaux sont broyés dans un mortier en agate. Une prise d'essai de 0,5g de MS est ensuite attaquée par 8 ml d' HNO_3 et 2 ml d' H_2O_2 et minéralisée au four micro-ondes, type CEM. Après filtration sur papier filtre sans cendres Prolabo puis ajustement dans une fiole de 25 ml avec de l'acide nitrique (0,1M), les métaux sont dosés par absorption atomique.

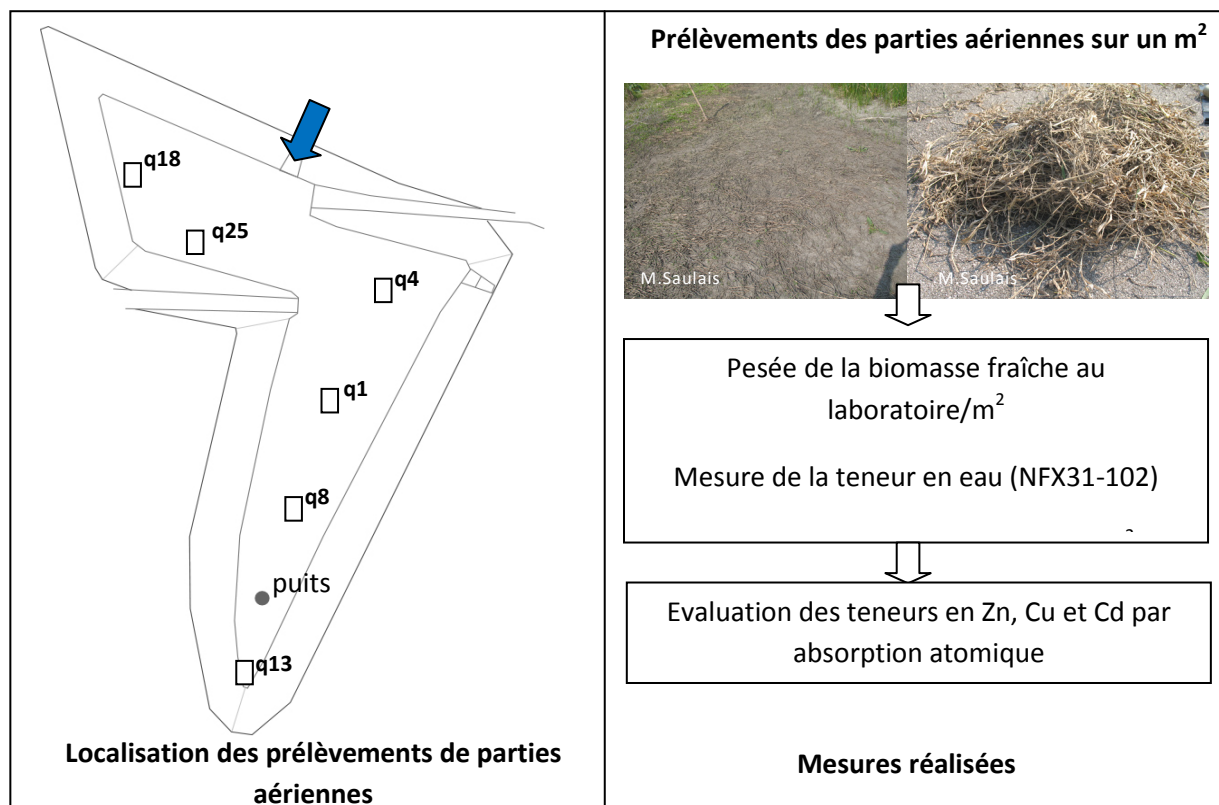


Figure C-8 Stratégie de prélèvements des parties aériennes en fonction de la localisation dans l'ouvrage

Partie 2 Résultats de l'inventaire floristique

Cette partie présente les résultats de l'inventaire floristique effectué sur six ouvrages en suivant la démarche décrite dans la Figure C-9.

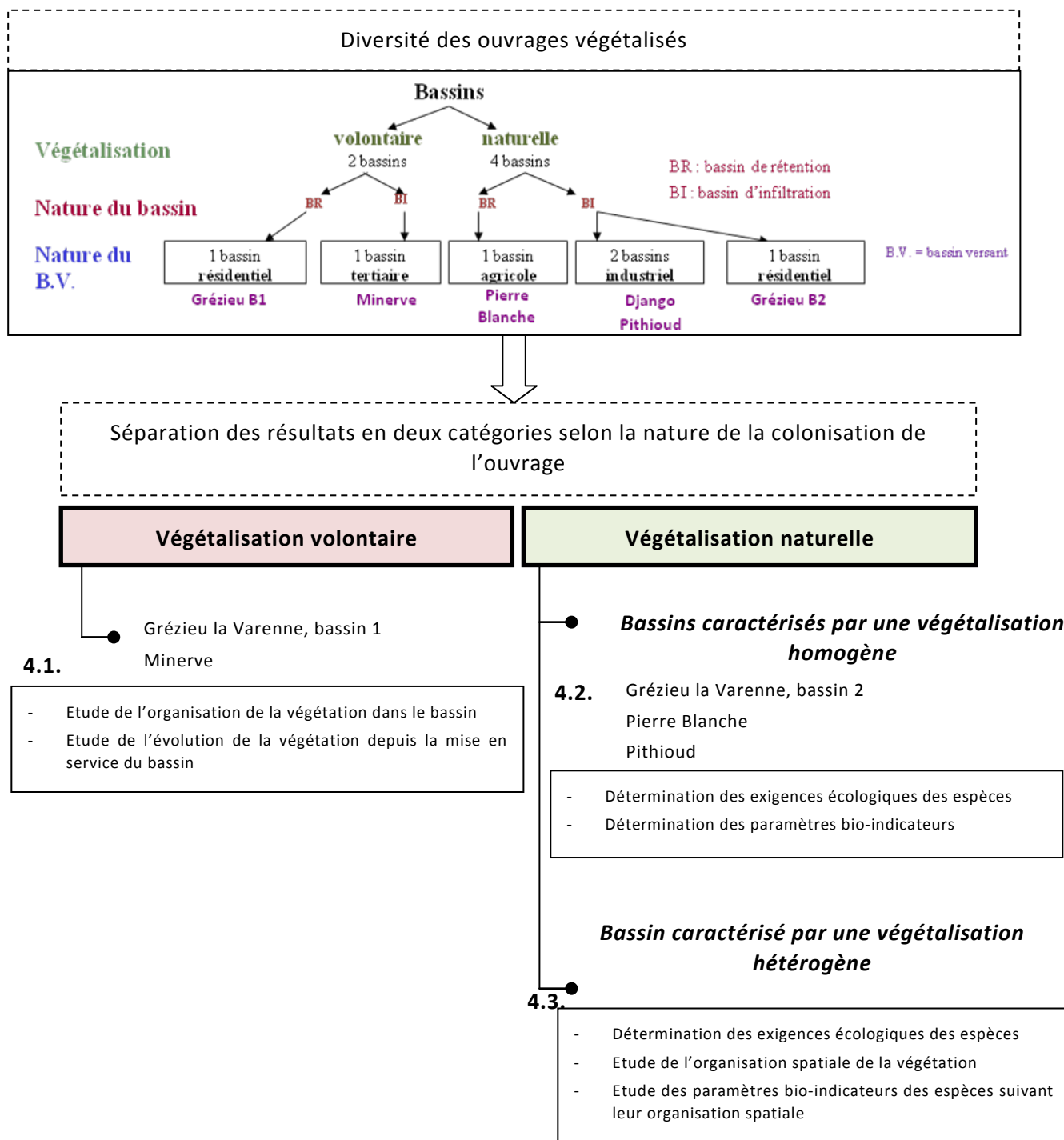


Figure C-9 Présentation générale des résultats

2.1 Caractérisation de bassins végétalisés volontairement

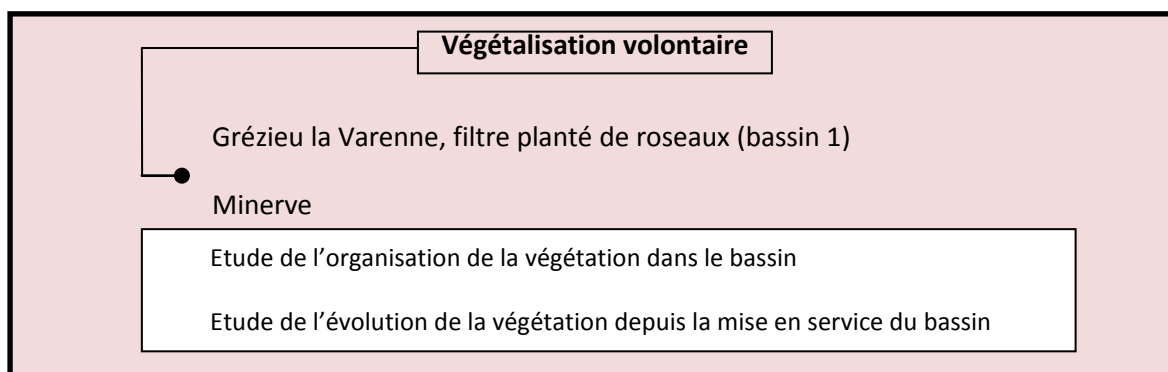


Figure C-10 Stratégie de présentation des résultats_zoom sur la végétalisation volontaire

Nous allons, dans un premier temps, décrire la végétation de 2 bassins végétalisés volontairement [Figure C-10] :

- Le bassin « filtre planté de roseaux » de Grézieu la Varenne, date de 2003 et présente une surface de 288 m².
- Le bassin de Minerve date de 1998 et présente une surface de 4333 m².

2.1.1 Caractérisation de la végétation du bassin 1 de Grézieu la Varenne : un filtre planté de roseaux

Ce bassin a été végétalisé exclusivement avec l'espèce *Phragmites australis* pendant l'été 2003. **Après 5 ans de fonctionnement, le roseau est toujours l'espèce dominante du bassin**, avec une abondance égale à 5 [Figure C-11]. Ce bassin est régulièrement en eau et présentait une lame d'eau (quelques cms) au moment du prélèvement.

La densité de roseaux représente en moyenne 180 plantes/m² (mesure réalisée l'été 2009). Cette occupation de l'espace massive empêche le développement spontané d'autres espèces. Ainsi, on recense en faible abondance seulement 4 espèces supplémentaires dans ce bassin de 288 m². Parmi celles-ci figurent les espèces *Convolvus arvensis* et *Urtica dioica* qui peuvent se développer en s'enroulant autour du roseau. Ce sont des espèces dites à « tige grimpante ».

L'espèce *Phragmites australis* a été sélectionnée pour son **pouvoir épurateur** [Bonanno et Giudice, 2010 ; Vymazal *et al.*, 2010]. Cette espèce est notamment connue pour contribuer à la diminution de la charge organique des eaux usées (notamment via l'activité microbienne au sein de la rhizosphère) et favoriser le dépôt des matières en suspension. Il s'agit d'une **espèce hygrophile** qui a besoin de fortes quantités d'eau tout au long de son développement.

Hormis *Polygonum mite*, les autres espèces naturelles recensées dans ce bassin sont des **espèces rudérales** qui colonisent facilement un milieu perturbé. On peut supposer qu'elles sont présentes dans l'environnement proche du bassin et que les graines ont été disséminées par le vent ou l'eau.

Le bassin Grézieu-la-Varenne est ainsi l'exemple d'un milieu artificiel totalement géré et contrôlé par l'homme. Il se caractérise par la végétalisation sur l'ensemble de la surface à l'aide d'une espèce hygrophile qui forme des peuplements denses monospécifiques et un faucardage annuel du bassin.

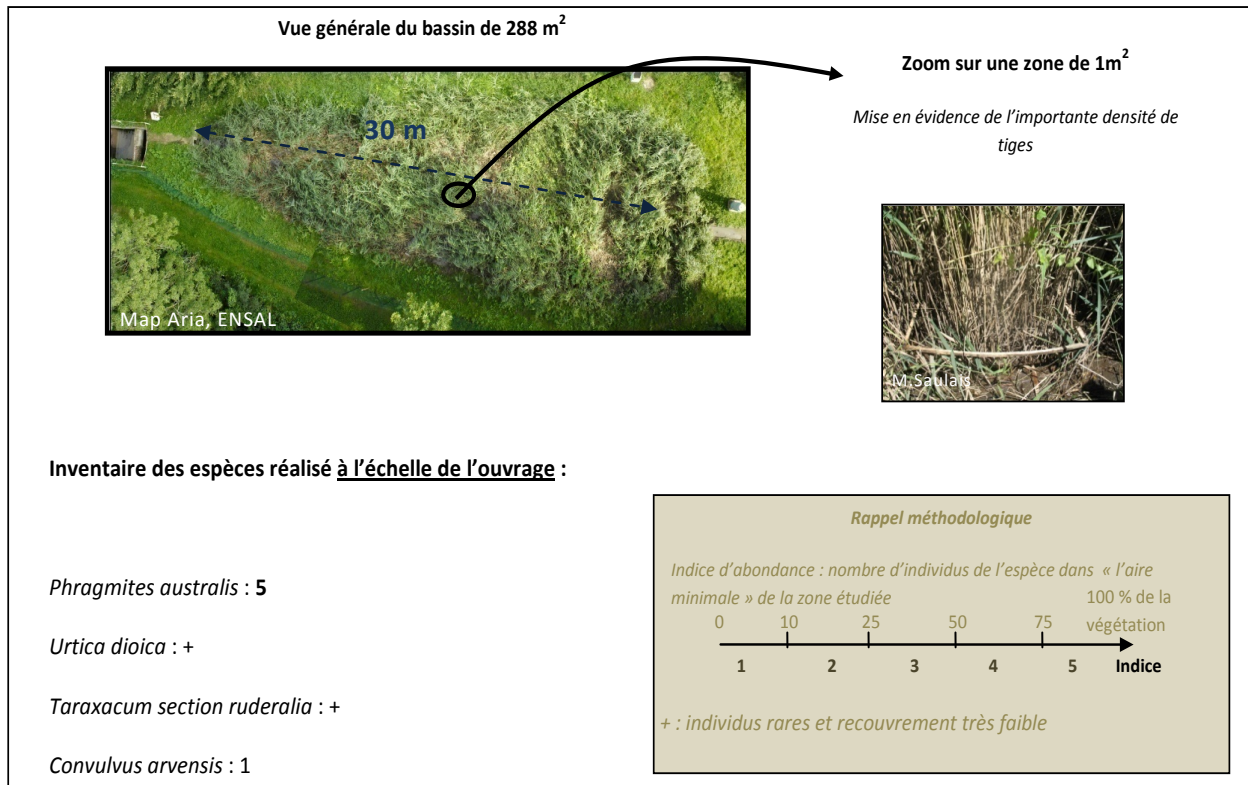


Figure C-11 Espèces principales du filtre planté de roseaux

2.1.2 Caractérisation de la végétation de Minerve

2.1.2.1 Caractéristiques principales de la végétation en 2008

- **Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques**

L'inventaire floristique réalisé en 2008 conduit au recensement de huit espèces, toutes des héliophytes [Figure C-12] : *Acorus calamus*⁸, *Iris Pseudacorus*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Salix alba* (1 seul individu), *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*.

Deux groupements de végétaux sont principalement représentés dans ce bassin :

- L'alliance *Phragmition* avec *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, caractéristiques de cette alliance que l'on retrouve dans les roselières lacustres.
- L'alliance *Phalaridion* avec *Iris pseudacorus*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Acorus calamus*, *Phalaris arundinacea*, caractéristiques des roselières terrestres.

⁸ Des photos des espèces dominantes recensées dans cette étude sont présentées dans l'annexe 3. L'annexe 4 donne l'équivalent des noms français et latins d'espèces caractéristiques de ces bassins.

Les espèces dominantes de ce bassin forment des peuplements très denses. Dans chaque zone, hormis la zone VI, la densité végétale dépasse les 70% de la surface de recensement.

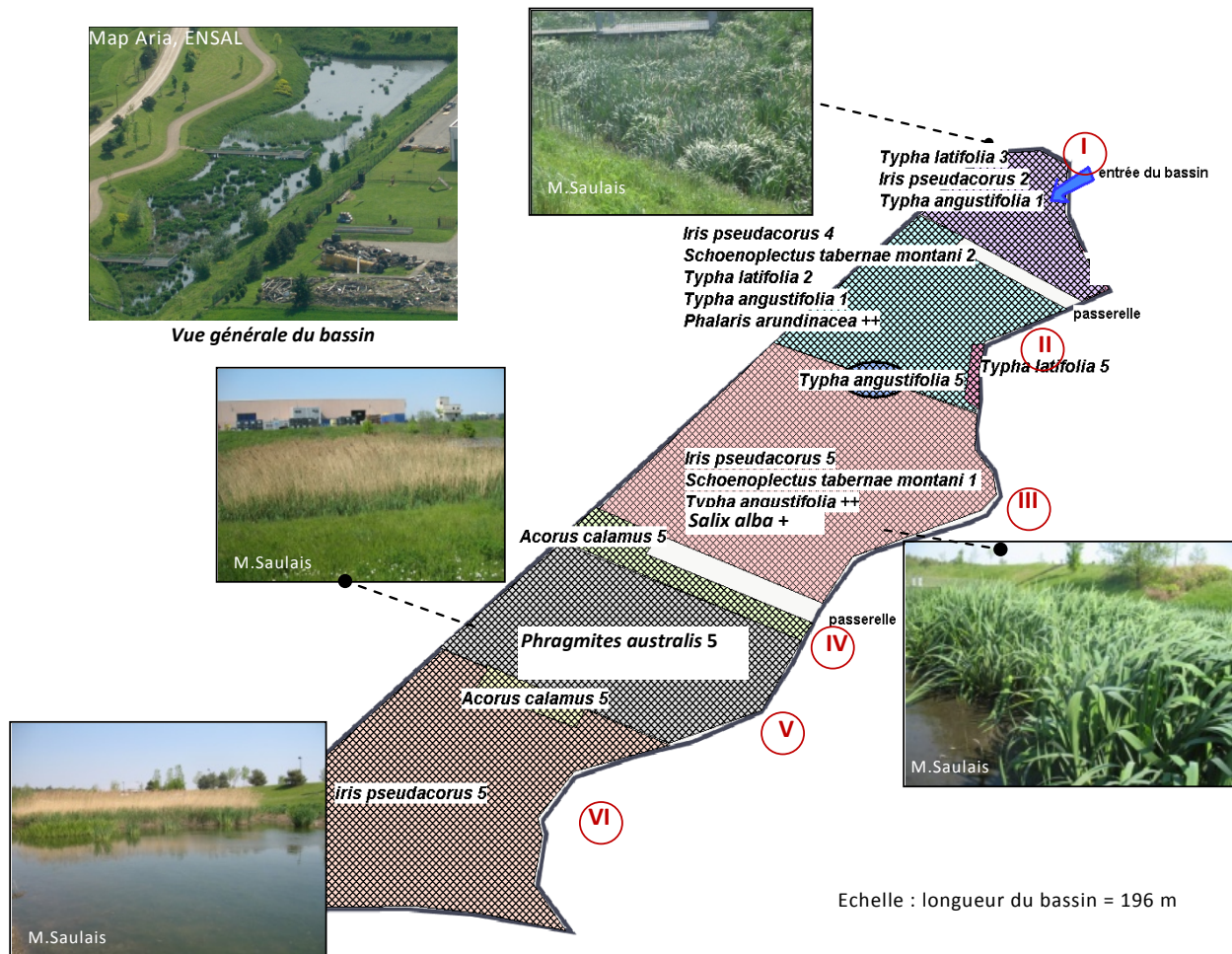


Figure C-12 Répartition des espèces dominantes du bassin « Minerve »

- Paramètres bio-indicateurs des espèces dominantes

Toutes les espèces recensées dans ce bassin sont des espèces caractéristiques de zones humides [Tableau C-3]. Ce sont exclusivement des espèces qui se développent sur un sol limoneux, riche en nutriments et en matière organique. La teneur en matière organique de l'horizon de surface est seulement de 3% et la teneur en eau est seulement de 20% dans la zone *Phragmites australis*. On peut donc supposer que ces espèces, qui se développent naturellement dans un milieu eutrophe et saturé en eau, présentent une importante capacité d'adaptation et peuvent se développer sur une large gamme de sols.

Tableau C-3 Exigences écologiques des espèces dominantes du bassin

| Paramètre | <i>Typha latifolia</i> | <i>Typha angustifolia</i> | <i>Iris pseudacorus</i> | <i>Phragmites australis</i> | <i>Acorus calamus</i> | <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> |
|------------|---|---|--|--|--|--|
| Nutriments | Sol riche en nutriments | Sol riche en nutriments | Sol riche en nutriments | Sols riches en bases et en éléments nutritifs | Sol riche en nutriments | Sol riche en nutriments |
| Matériaux | Matériaux : argiles, sables, limons, vases | Matériaux : argiles, sables, limons, vases | Matériaux : argiles, sables, limons, vases | Matériaux en situation de submersion temporaire plus ou moins longue : vases, boue, argile | Matériaux : argiles, sables, limons, vases | Matériaux : argiles, sables, limons, vases |
| Humidité | Sols inondés Espèce hygrophile | Sols inondés Espèce hygrophile | Sols humides, souvent inondés Caractère indicateur : hygrophile | Sols humides à immergés Caractère indicateur : hygrophile | Sols immergés Espèce hygrophile | Sol immergés Espèce hygrophile |
| Habitats | Prairies humides, roselières, cariçaies, fossés, bords des eaux | Prairies humides, roselières, cariçaies, fossés, bords des eaux | Prairies humides, roselières, cariçaies, fossés, bords des eaux | Roselières, bords des eaux tranquilles, marais, prairies humides, forêts ripicoles | - | - |

2.1.2.2 Evolution de la végétation après 9 ans de fonctionnement du bassin

En 1999, trente espèces végétales sont introduites dans le bassin. En 2008, on recense huit espèces. Sur ces huit espèces, seulement trois font partie des espèces introduites initialement dans le site. En neuf ans, **près de 90% des espèces introduites ont disparu**. Il y a eu une forte perte de biodiversité.

- Les cinq espèces qui ont colonisé naturellement le bassin sont *Phragmites australis*, *Salix alba* (1 seul individu), *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Typha angustifolia* et *Typha latifolia*. Les graines de ces espèces ont pu être véhiculées par l'eau depuis des bassins situés juste en amont du site de Minerve où elles avaient introduites volontairement.
- Concernant les trois espèces qui ont résisté pendant ces neuf années, on observe d'importantes modifications d'abondance et d'organisation spatiale dans l'ouvrage. En 1998, près de 40% de la zone n°2 (1860 pieds sur 4650 recensés) était constituée de l'espèce *Phalaris arundinacea*. En 2008, cette espèce n'est plus représentée que par quelques individus. Au contraire, l'espèce *Iris*

pseudacorus, qui représente environ 40% de la zone n°5 en 1999, a progressivement gagné du terrain, comme l'indique la Figure C-13.

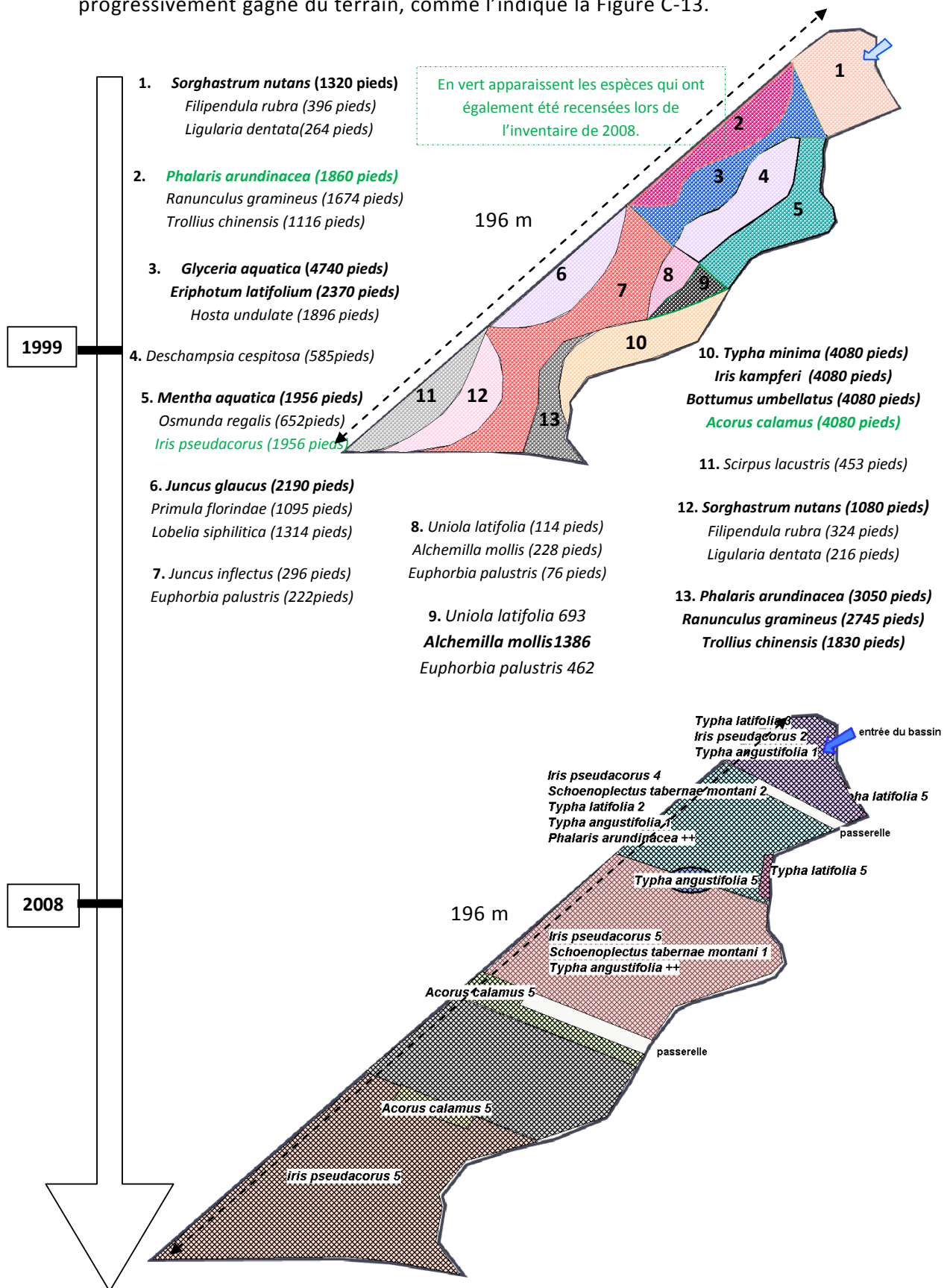


Figure C-13 Principales évolutions de la végétation du bassin « Minerve » entre 1999 et 2008

L'autre fait à retenir repose sur l'évolution marquée de la distribution spatiale de la végétation dans le bassin. En effet, lors de la végétalisation du bassin, l'accent a été porté sur l'aspect paysager avec un zonage aux formes géométriques très recherchées. En 2008, l'organisation spatiale de la végétation est beaucoup plus simple avec une organisation spatiale de la végétation d'amont en aval le long de l'écoulement. Cette organisation spatiale conduit à la une stratification du paysage comme le montre la Figure C-14.



Figure C-14 Un paysage stratifié

On en conclut que ce bassin, en neuf ans de fonctionnement, a fait l'objet d'une évolution notable de la composition floristique présente dans l'ouvrage allant dans le sens d'une sélection naturelle de quelques espèces caractéristiques de milieux humides et notamment de bassins de gestion des eaux pluviales.

2.2 Végétalisation naturelle : des bassins avec une signature écologique spécifique

Nous allons maintenant étudier des bassins colonisés naturellement qui se caractérisent par une végétalisation homogène dans l'ensemble de l'ouvrage [Figure C-15].

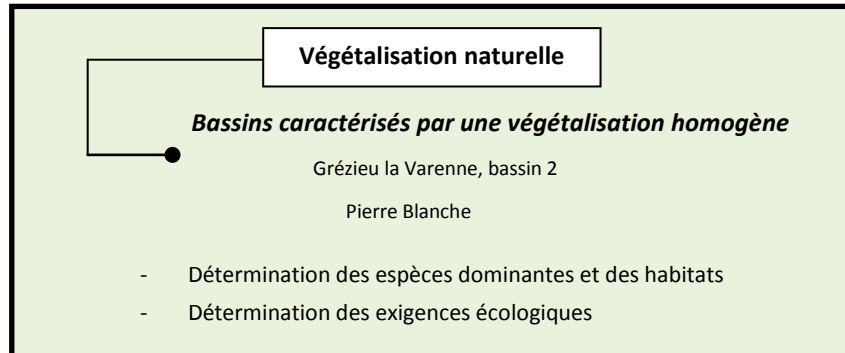


Figure C-15 Stratégie de présentation des résultats_zoom sur les bassins végétalisés naturellement de manière homogène

2.2.1 Caractérisation de la végétation du bassin B2 de Grézieu la Varenne

Ce bassin de petite surface (630 m²) est recouvert à 100% par la végétation. Ce bassin reçoit les eaux pluviales du filtre planté de roseaux situé directement en amont. Les espèces floristiques ont été recensées dans 9 zones distinctes : visuellement, la végétation présente le long de l'écoulement de l'eau se distinguait de la végétation présente sur les bords du bassin ce qui a conduit au découpage du bassin en trois zones : une, le long de l'écoulement de l'eau et deux en bordure du bassin. A ce premier découpage, s'est rajouté un découpage d'amont en aval depuis l'arrivée de l'eau.

Les espèces floristiques ont été recensées dans chacune de ces 9 zones. Les 10 premiers cm du sol sont constitués d'un substrat sablo-limoneux ($d_{90}=521 \mu\text{m}$) dont la teneur en matière organique est de 6%. La Figure C-16 présente une vue d'ensemble du bassin.

2.2.1.1 Recensement des espèces du bassin

L'inventaire floristique de ce bassin a conduit au recensement de **18 espèces** dont la liste est présentée dans le Tableau C-4.

Si l'on écarte les espèces qui ne sont représentées que par quelques individus dans les différentes zones échantillonnées, on peut retenir sept espèces dominantes. Ces espèces sont les suivantes : *Carex hirta*, *Glyceria notata*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis*, *Potentilla reptans*, *Ranunculus repens*, *Stellaria graminea*. On peut notamment souligner la dominance marquée par un coefficient d'abondance-dominance pouvant atteindre 5 pour deux espèces : *Ranunculus repens* et *Holcus lanatus*.

Tableau C-4 Liste des espèces présentes dans le bassin

| |
|-----------------------------|
| <i>Alopecurus pratensis</i> |
| <i>Carex hirta</i> |
| <i>Convolvulus arvensis</i> |
| <i>Equisetum arvense</i> |
| <i>Galium aparine</i> |
| <i>Geranium pusillum</i> |
| <i>Glyceria notatata</i> |
| <i>Holcus lanatus</i> |
| <i>Iris pseudacorus</i> |
| <i>Juncus effusus</i> |
| <i>Lolium perenne</i> |
| <i>Phalaris arundinacea</i> |
| <i>Poa pratensis</i> |
| <i>Poa trivialis</i> |
| <i>Potentilla reptans</i> |
| <i>Ranunculus repens</i> |
| <i>Rumex crispus</i> |
| <i>Rumex obtusifolius</i> |
| <i>Sanguisorba minor</i> |
| <i>Stellaria graminea</i> |
| <i>Trifolium repens</i> |
| <i>Veronica chamaedrys</i> |

Parmi les sept espèces considérées comme dominantes, cinq espèces sont des **espèces communes** en France : *Carex hirta*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis*, *Potentilla reptans* et *Ranunculus repens*. *Stellaria graminea* est considérée comme assez rare dans le Sud Est [Rameau *et al.*, 1989] et *Glyceria notata* est en voie de disparition dans le département du Rhône. Parmi les autres espèces recensées de manière plus éparse dans le bassin, onze sont des espèces communes.

Toutes les espèces dominantes sont des espèces **hémicryptophytes**, plantes dont les bourgeons hivernaux sont situés au ras du sol, entourés par une rosette de feuille, persistantes. On recense principalement des hémicryptophytes vivaces qui possèdent un rhizome, hormis *Poa trivialis* et *Ranunculus repens* qui sont des hémicryptophytes stolonifères.

La Figure C-16 met en évidence l'organisation de ces espèces dominantes dans le bassin.

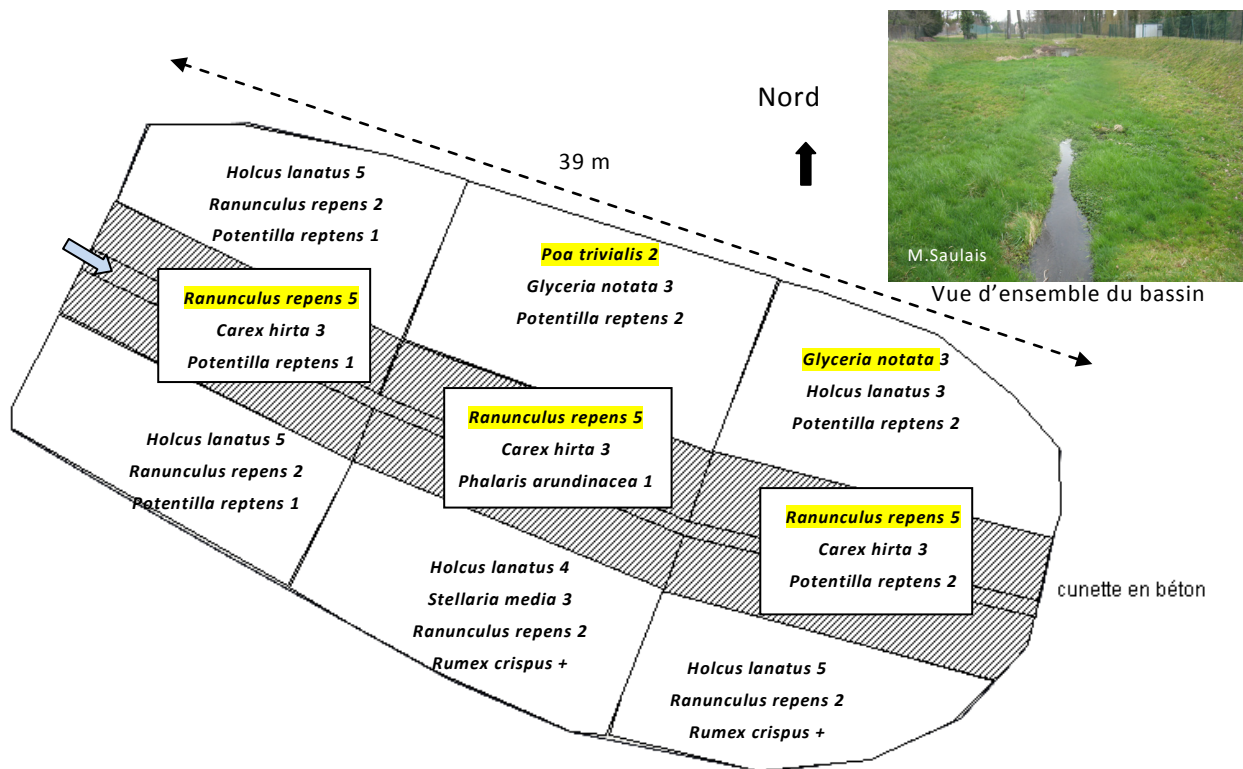


Figure C-16 Répartition spatiale des espèces dominantes dans le bassin B2 de Grézieu-la-Varenne

2.2.1.2 Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques

Si l'on étudie maintenant les habitats caractéristiques des espèces dominantes du bassin, on peut observer que les espèces recensées sont principalement caractéristiques de quatre groupements de végétaux.

Carex hirta, *Ranunculus repens*, *Potentilla reptans* sont caractéristiques de l'alliance **Agropyro-Rumicion crispi**. Ce groupement est caractéristique des **endroits piétinés humides**. Il s'agit généralement de milieux herbacés d'apparence souvent hétérogènes, du à la présence de plantes stolonifères⁹ comme *Carex hirta* qui se développent en colonies. Ce patchwork végétal colonise des sols argileux humides et plus ou moins riches en nutriments. Il s'agit d'un biotope qui subit des perturbations mécaniques ou des inondations périodiques freinant l'installation d'un tapis herbacé en continu. Bien qu'il apparaisse spontanément au bord des lacs ou des cours d'eau, ce groupement est généralement conditionné par les activités humaines (sentiers, sols surpâturés et piétinés, jachères et terrains vagues humides, etc.).

Les espèces *Holcus lanatus* et *Poa trivialis* sont caractéristiques de l'alliance **Arrhenatherion elatioris**. Ce groupement est caractéristique de prairies de fauche de basse altitude. Ce milieu peut présenter un tapis herbacé, atteignant 70-100 cm de hauteur à la floraison. Les associations caractéristiques de l'*arrhenatherion* sont liées à un système de fauche traditionnelle. Dans le cas de prairies artificielles, il est possible de ne recenser la présence que de quelques espèces dominantes. Ce cortège floristique peut être mélangé au

⁹ Espèce stolonifère : espèce qui émet des stolons (tiges aériennes rampantes ou souterraines, à feuilles très réduites et entrenœuds longs qui peuvent s'enraciner pour produire un nouvel individu).

cortège floristique de l'*Agropyro-Rumicion*. Ces deux alliances font partie de la même classe, l'*agrostietea stoloniferae*, classe phytosociologique qui regroupe des prairies humides européennes de niveau topographique moyen ou plus ou moins inondables mésotrophes à eutrophes.

Les espèces *Stellaria graminea* et *Ranunculus repens* sont caractéristiques du groupement *Cynosurion cristati*. En effet, si *Ranunculus repens* fait partie du cortège floristique de l'alliance *agropyro-rumicion*, elle est également très caractéristique de l'alliance *cynosurion-cristati*. Ce groupement est caractéristique de la végétation des prairies pacagées¹⁰ mésohygrophytes à renoncule rampante.

Enfin, il est nécessaire d'indiquer que *Glyceria notata* ne se retrouve dans aucun de ces groupements mais fait partie de l'alliance ***Glycerio-sparganion*** caractéristique des rives d'eau courante.

En conclusion, nous sommes en présence d'un milieu herbeux humide piétiné qui subit la pression anthropique, notamment par l'intermédiaire de tontes régulières. Si ces espèces sont principalement rencontrées dans des milieux prairiaux, il n'est pas étonnant de les recenser dans des friches, au bord des chemins, ou dans des terrains vagues proches des habitations.

2.2.1.3 Exigences écologiques des espèces dominantes

La présence de ces espèces dominantes permet de mettre en évidence quelques caractéristiques du milieu (teneurs en eau, matière organique, nutriments) dans lequel elles se développent majoritairement [Tableau C-5].

- **Humidité**

Poa trivialis, *Stellaria graminea* sont des espèces mésohydriques c'est-à-dire que les exigences en eau au cours du développement de ces espèces peuvent être satisfaites dans des conditions pédoclimatiques ni sèches, ni trop humides. *Carex hirta* et *Potentilla reptans* sont des espèces mésohygrophytes, c'est à dire qui ont besoin d'eau une grande partie de leur développement. Ces espèces supportent des périodes plus ou moins longues d'assèchement des sols. *Holcus lanatus* et *Ranunculus repens* sont des espèces caractéristiques d'un sol hydromorphe, c'est à dire régulièrement saturé en eau. La structure de ce type de sol est compacte et peut entraîner l'asphyxie racinaire de plantes. La texture limoneuse du sol peut renforcer ce risque de compactage et d'asphyxie racinaire.

- **Matière organique**

Les espèces dominantes de ce bassin sont connues pour se développer sur un sol relativement riche en matière organique. On note en particulier la présence d'*Holcus lanatus*, qui est une espèce indicatrice d'une richesse particulière en matière organique d'origine végétale. On peut également préciser que la litière formée après sénescence de trois des espèces principales (*Holcus lanatus*, *Poa trivialis* et *Stellaria graminea*) ne s'accumule pas en forte épaisseur et son humification est rapide.

¹⁰ Pacagée : prairie soumise au pâturage

- **Éléments nutritifs**

Holcus lanatus, *Poa trivialis* et *Potentilla reptans* sont des espèces mésoeutrophiles, ce qui signifie qu'elles se développent sur des sols moyennement pourvus en éléments nutritifs, modérément acides. On note également la présence de trois espèces considérées comme intermédiaires entre mésoeutrophiles et eutrophiles (vivant sur un sol riche en éléments nutritifs minéraux, généralement non ou faiblement acide).

2.2.1.4 Organisation spatiale de la végétation au sein du bassin

La densité de végétation est homogène dans ce bassin, le sol est recouvert par la végétation à 100% quelque soit la zone considérée. On note, par contre, une variation spatiale des espèces les plus dominantes. On peut ainsi souligner une répartition de l'espèce hygrophile *Ranunculus repens* préférentiellement le long de l'écoulement de l'eau. Comme hypothèse explicative, on peut évoquer la forme biologique de *Ranunculus repens*, qui se développe sous forme de rosette. Cette forme biologique peut constituer un moyen de protection lors de perturbations dues à l'arrivée d'eau.

Tableau C-5 Exigences écologiques des espèces dominantes du bassin B2 de Grézieu-la-Varenne

Rappel : Les coefficients d'Ellenberg (1992) expriment le comportement écologique d'une espèce par un chiffre d'une échelle de 1 à 9. Le 1 exprime une valeur très faible du facteur concerné, par exemple le pH ou l'azote [teneur en azote minéral (NH₄⁺ et NO₃⁻)], et le 9 des valeurs très élevées.

| | | <i>Stellaria graminea</i> | <i>Carex hirta</i> | <i>Holcus lanatus</i> | <i>Poa trivialis</i> | <i>Potentilla reptans</i> | <i>Ranunculus repens</i> | <i>Glyceria notata</i> |
|-------------------------------|---|---|--|--|---------------------------------------|--|---|--|
| Lumière | Indice d'Ellenberg | 6 | 7 | 7 | 6 | 6 | 6 | 8 |
| | Valence écologique | hémihéliophile | intermédiaire : entre hémihéliophile et héliophile | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile | hémihéliophile | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile | hémihéliophile | héliophile |
| Humidité | Indice d'Ellenberg | 5 | 6~ | 6 | 5 | 6 | 7~ | 10~ |
| | Valence écologique | espèce mésohydrique | espèce mésohygrophyle | espèce mésohydrique | mésosydrique | mésosygrophiles | hygrophile (courtement inondable en semaines) | héliophyte exondée une partie minoritaire de l'année |
| | Appellation générale | Sol assez frais, espèce mésophile | Sol frais à humide | Sol frais à humide | Sol frais à humide | Sol frais à très frais | Sol frais à humide | Sol humide voire inondé par intermittence |
| Teneurs en bases | Indice d'Ellenberg | 4 | X | X | X | 7 | X | 8 |
| | Appellation générale | Sol moyennement riche en bases | pH légèrement acide | Sol moyennement riche en bases | Sol riche en base | pH neutre à légèrement acide | pH neutre à moyennement acide | Sol riche en base |
| Teneurs en éléments nutritifs | Indice d'Ellenberg (nitrates et ammonium) | 3 | 5 | 5 | 6 | 5 | 7 | 8 |
| | Valence écologique | mésooligotrophile | intermédiaire entre mésoeutrophile et eutrophile | mésosygrophile | mésosygrophile | mésosygrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | mésosygrophile à eutrophile |
| | Appellation générale | Sol moyennement riche en éléments nutritifs | Sol plus ou moins riches en nutriments | Sol plus ou moins riche en nutriments | Sol plus ou moins riche en nutriments | Sol plus ou moins riche en nutriments | Sol riche en éléments minéraux | Sol riche en nutriments |
| MO | Caractérisation de l'humus | mull acide | anmoor, gyttja | mull actif | mull actif | anmoor, gyttja | anmoor, gyttja | anmoor, gyttja |
| | Caractérisation générale du sol | Assez riche en matière organique | Assez riche en matière organique | Assez riche en matière organique | Assez riche en matière organique | X | Riche en matière organique, voire risque d'hydromorphisme | riche en matière organique |
| Matériaux | | Limons, limons sableux | Sable, limon | Argile, limons, sables | Argile, limon | Argile, limon | Argile, limon | Argile, limon |

2.2.2 Caractérisation de la végétation du bassin de Pierre Blanche

Ce bassin de rétention reçoit les eaux pluviales provenant d'un bassin versant agricole. Les eaux sont ensuite transférées vers un bassin d'infiltration situé directement à l'aval. La surface de ce bassin sec est de 2950 m², soit une surface près de 5 fois supérieure à celle du bassin B2 de Grézieu-la-varenne. Les 10 premiers cm du sol sont constitués d'un mélange de galets et substrat sablo-limoneux ($d_{90}=571\mu\text{m}$), peu organique (MO : de 2 à 6 %) et relativement sec (t_{eau} : de 6,8 à 26,7%). Selon la petite taille du bassin et une certaine homogénéité visuelle de la végétation du bassin, nous avons fait le choix de sélectionner sept zones. La Figure C-17 présente une vue d'ensemble du bassin.

2.2.2.1 Espèces recensées

L'inventaire floristique mené dans ce bassin permet de recenser 57 espèces [Tableau C-6] appartenant à 25 familles. Les familles des poacées et des astéracées sont les deux familles les plus représentées dans cet inventaire avec 11 espèces chacune. Viennent ensuite les familles Fabacées » (4 espèces), Brassicacées (3 espèces) et Géraniacées (3 espèces).

Parmi ces 57 espèces, on retient **12 espèces dominantes** [Tableau C-6] : *Avena sativa*, *Bromus sterilis*, *Daucus carota*, *Erigeron annuus*, *Holcus lanatus*, *Lactuca virosa*, *Lolium perenne*, *Papaver rhoeas*, *Poa annua*, *Senecio inaequidens* [Figure C-18], *Urtica urens*, *Valeriana sp.*

Sur ces douze espèces dominantes on compte neuf espèces annuelles, une espèce bisannuelle (*Daucus carota*) et deux espèces vivaces (*Holcus lanatus* et *Senecio inaequidens*). Ce sont essentiellement des espèces rudérales qui affectionnent les espaces ouverts, perturbés ou instables. Ce sont des végétaux pionniers qui colonisent les lieux et dont le développement conduit à la modification des caractéristiques édaphiques du sol.



Figure C-17 Vue d'ensemble du bassin Pierre Blanche

Tableau C-6 Liste des espèces de Pierre Blanche

| | |
|--------------------------------|------------------------------|
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> | <i>Lolium perenne</i> |
| <i>Artemisia vulgaris</i> | <i>Malva sylvestris</i> |
| <i>Avena sativa</i> | <i>Matricaria chamomilla</i> |
| <i>Bromus hordeaceus</i> | <i>Medicago lupulina</i> |
| <i>bromus sterilis</i> | <i>Oenothera biennis</i> |
| <i>Capsella bursa-pastoris</i> | <i>Urtica urens</i> |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | <i>Papaver dubium</i> |
| <i>Carex hirta</i> | <i>Papaver rhoeas</i> |
| <i>Chenopodium vulvaria</i> | <i>Plantago lanceolata</i> |
| <i>Chenopodium polyspermum</i> | <i>Poa annua</i> |
| <i>Cirsium sp.</i> | <i>Poa pratensis</i> |
| <i>Crepis capillaris</i> | <i>Poa trivialis</i> |
| <i>Dactylis glomerata</i> | <i>Polygonum aviculare</i> |
| <i>Daucus carota</i> | <i>Prunella vulgaris</i> |
| <i>Draba muralis</i> | <i>Robinia pseudoacacia</i> |
| <i>Erigeron annuus</i> | <i>Rubus fruticosus</i> |
| <i>Euphorbia sp.</i> | <i>Rumex acetosa</i> |
| <i>Festuca rubra</i> | <i>Salix alba</i> |
| <i>Filago vulgaris</i> | <i>Senecio inaequidens</i> |

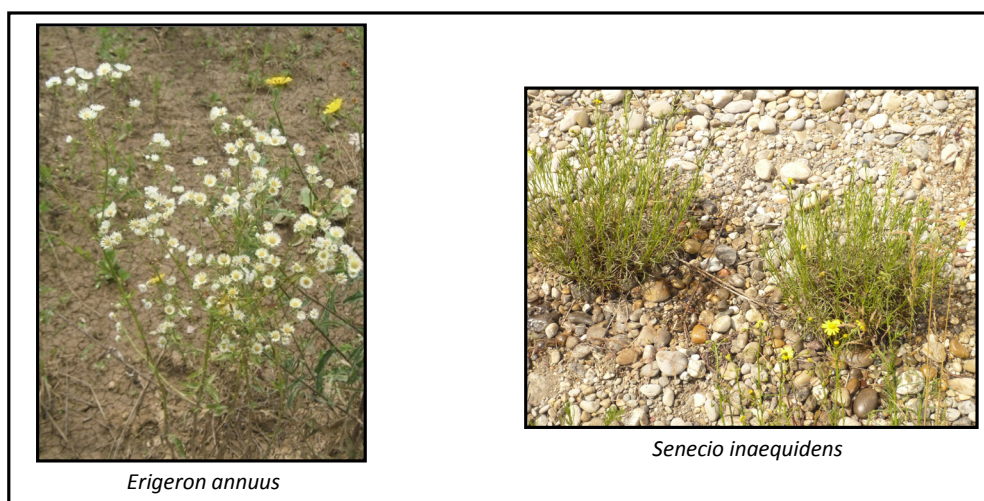


Figure C-18 Exemple d'espèces caractéristiques du bassin « Pierre Blanche »

2.2.2.2 Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques

Ce paragraphe concerne uniquement les espèces dominantes présentées dans la Figure C-19. Pour chacune des zones d'échantillonnage est indiquée sa forme choisie en fonction de l'hétérogénéité spatiale du bassin. Sept zones ont été nécessaires pour le recensement de la végétation. La végétation est éparse. Hormis à l'entrée du bassin, le recouvrement est inférieure à 50% dans les différentes aires d'étude.

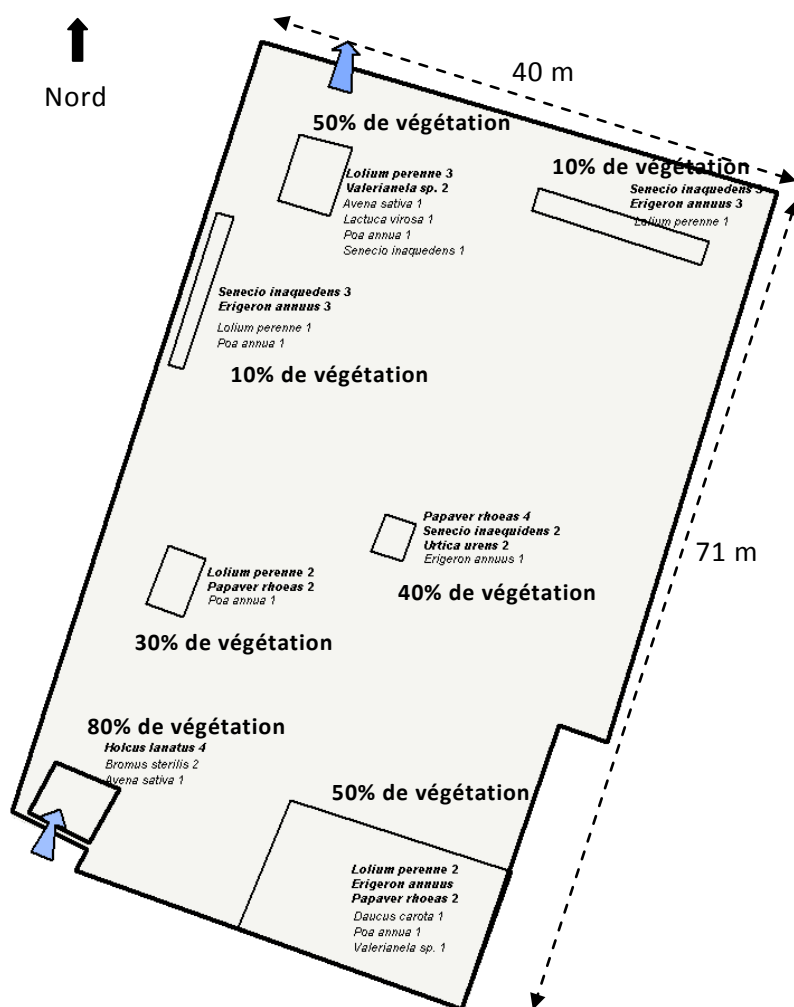


Figure C-19 Recensement des espèces dominantes dans le bassin de Pierre Blanche

Si l'on étudie maintenant les habitats caractéristiques des espèces dominantes du bassin, on peut observer que les espèces recensées sont principalement caractéristiques de quatre groupements de végétaux [Figure C-19].

Tout d'abord, les espèces *Daucus carota*, *Erigeron annuus* et *Senecio inaequidens* sont fréquemment rencontrées dans le groupement *Dauco-Melilothion*. Ce groupement est caractéristique **des rudérales pluriannuelles mésophiles** [Bournérias *et al.*, 2002]. Il s'agit d'un stade pionnier héliophile, qui apparaît sur des substrats plutôt secs, pauvres en matière

organique. La végétation est généralement peu dense mais peut être riche en espèces. Localement présente sur des terrasses alluviales naturelles, cette végétation occupe le plus souvent des biotopes secondaires : terrains décapés et remblais minéraux. Il s'agit principalement de friches graveleuses, terrains vagues, terrains industriels, gares de triage, gravières, carrières, etc.

Ensuite, les espèces *Papaver rhoeas* et *Avena sativa* sont principalement rencontrées dans le groupement *Papaveretalia rhoeadis* qui est caractéristique des « annuelles commensales de culture » [Blamey et Grey-wilson, 2003]. Ce groupement est caractéristique des « **annuelles commensales des cultures** ». Les espèces faisant partie de ce groupement, peuvent provenir des champs voisins, dont certains se caractérisent par une culture de colza et d'autres abritent des chevaux (présence d'avoine pour nourrir les animaux).

Les espèces *Bromus sterilis* et *Urtica urens* sont caractéristiques du groupement *Sisymbrium officinalis* [Rameau et al., 1989 ; Royer et al., 2006]. Ce groupement est caractéristique des **friches annuelles**. Cinq autres espèces recensées dans ce bassin avec un faible coefficient d'abondance-dominance (*Ambrosia artemisifolia*, *Chenopodium vulvaria*, *Hordeum murinum*, *Malva sylvestris*) font également partie de ce groupement. Cette unité occupe les premiers stades de la succession végétale des friches et des décombres régulièrement perturbés (bords de champs, dépôts de terre végétale, etc.).

Enfin, *Holcus lanatus* est représentative du groupement *Arrhenatherion elatioris*. Ce groupement est caractérisé par la très forte dominance de l'espèce *Holcus lanatus* à l'entrée du bassin. Dix autres espèces réparties de manière éparse dans le bassin (*Bromus hordeaceus*, *Dactylis glomerata*, *Medicago lupulina*, *Plantago lanceolata*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Rumex acetosa*, *Tragopogon pratensis*, *Trifolium repens*, *Vivian cracca*) font également partie de ce groupement. Ce groupement est caractéristique des prairies de fauche de basse altitude.

On note enfin parmi les espèces dominantes, la présence de **deux espèces invasives** : *Erigeron annuus* (vergette annuelle) et *Senecio inaequidens* (sénéçon du Cap) [Figure C-18]. Ces deux espèces sont des espèces exotiques qui ont proliféré en France et qui modifient la composition, la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels dans lesquels elles se propagent. Ainsi, *Erigeron annuus* est une espèce originaire d'Amérique du Nord, alors que *Senecio inaequidens* est une espèce originaire d'Afrique du Sud [Lafuma et al., 2003]. Cette espèce a été introduite par le biais de l'importation des laines de moutons provenant d'Afrique qui contenaient des graines de Sénéçon du Cap. Ces deux plantes ont une croissance rapide, un mode de reproduction très actif [Garcia-Serrano et al., 2009]. *Erigeron annuus* possède des akènes¹¹ munies d'un pappus¹² ce qui facilite l'anémochorie.¹³ *Senecio inaequidens* se propage facilement grâce à ses graines légères qui permettent d'être facilement transportées par l'eau, et surtout par le vent. Ainsi ses akènes plumeux sont facilement disséminés.

Les habitats naturels soumis à des perturbations (mise à nue de la terre, surpâturage) sont généralement sensibles à ces invasions végétales. *Senecio inaequidens* est connue pour s'installer principalement dans les milieux ouverts¹⁴ et perturbés. On le retrouve ainsi majoritairement le long des voies de communication (bords de routes, voies ferrées), les friches, les jachères, les terrains incendiés et les pâtures. Cette espèce colonise également des milieux tels que les falaises, les rochers. *Senecio inaequidens* est une espèce peu exigeante

¹¹ Akène : fruit sec contenant une graine unique

¹² Pappus : faisceau de poils ou de soies qui équipent certains akènes afin de permettre une dispersion optimale par le vent.

¹³ Anémochorie : dispersion des diaspores végétales par le vent

¹⁴ Milieu ouvert : milieu dont la formation végétale ne couvre pas entièrement le sol, mais le laisse à nu par places.

avec une grande capacité d'acclimatation [Bornkamm, 2002]: elle se développe indifféremment sur des substrats acides ou calcaires et des terrains secs ou humides.

En conclusion, excepté à l'entrée du bassin, on recense principalement des espèces rudérales pionnières. Ces espèces colonisent rapidement le milieu mais ne persistent pas longtemps. Leur persistance est fonction du degré et de la fréquence de la perturbation mais également de la compétition entre espèces végétales. Les deux espèces invasives présentent des adaptations biologiques (reproduction,...) et physiologiques (nutrition,...) qui leur permettent de coloniser et de se maintenir durablement.

2.2.2.3 Exigences écologiques des espèces dominantes

- **Humidité**

Huit des espèces dominantes présentent un indice d'Ellenberg caractérisant l'humidité édaphique inférieur à 5. *Senecio inaequidens* est une espèce perxérophile dont l'indice d'Ellenberg est égal à 3 sur une échelle allant de 1 à 12 [Tableau C-7]. *Lactuca virosa* et *Bromus sterilis* sont des espèces mésoxérophiles (qui apprécient un sol relativement sec). Les huit autres espèces dominantes de ce bassin sont des espèces mésohydriques (organismes dont les exigences en eau au cours de son développement peuvent être satisfaites dans des conditions pédoclimatiques ni sèches, ni trop humides). Certaines espèces comme *Papaver rhoeas* peut par sa dominance dans le milieu indiquer des contrastes hydriques (humidité hivernale et sécheresse estivale).

- **Matière organique**

Les espèces dominantes de ce bassin se développent sur un **sol moyennement riche en matière organique**. Il y a peu d'informations dans la littérature sur ce paramètre édaphique.

- **Teneurs en nutriments**

Les espèces dominantes se développent sur un **sol moyennement riche en nutriments**. On peut également évoquer la présence de *Bromus sterilis* qui peut être bio-indicateur d'une pauvreté du sol en azote.

Tableau C-7 Exigences écologiques des espèces dominantes de ce bassin

| | | <i>Artemisia vulgaris</i> | <i>Daucus carota</i> | <i>Erigeron annuus</i> | <i>Lactuca virosa</i> | <i>Lolium perenne</i> | <i>Oenothera biennis</i> | <i>Papaver rhoeas</i> | <i>Poa annua</i> | <i>Senecio inaequidens</i> | <i>Urtica urens</i> | <i>Avena sativa</i> | <i>Bromus sterilis</i> | <i>Holcus lanatus</i> |
|-------------------------------|---|------------------------------------|----------------------|------------------------|--|------------------------------------|--------------------------|-----------------------|--|----------------------------|--|------------------------------------|--|--|
| Lumière | Indice d'Ellenberg | 7 | 8 | X | 7 | 8 | 9 | 6 | 7 | 8 | 7 | 6 | 7 | 7 |
| | Valence écologique | entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | x | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | hémihéliophile | | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile | hémihéliophile | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile | intermédiaire entre hémihéliophile et héliophile |
| Humidité | Indice d'Ellenberg | 6 | 4 | X | 4 | 5 | 4 | 5 | 6 | 3 | 5 | 5 | 4 | 6 |
| | Valence écologique | mésohydrique | mésohydrique | mésohydrique | mésoxérophyle | mésohydrique | mésoxérophile | mésohydrique | mésohydrique | perxérophiles | mésohydrique | mésohydrique | mésoxérophile | espèce |
| Teneurs en bases | Indice d'Ellenberg | X | X | X | 7 | 7 | X | 7 | X | 7 | X | 7 | X | X |
| | Caractérisation générale du sol | | - | - | sol de pH neutre | sol de pH neutre | sol de pH neutre | | - | sol de pH neutre | - | sol de pH neutre | - | Sol moyennement riche en bases |
| Teneurs en éléments nutritifs | Indice d'Ellenberg (nitrates et ammonium) | 8 | 4 | X | 7 | 7 | 4 | 6 | 8 | 3 | 8 | X | 5 | 5 |
| | Valence écologique | eutrophile | mésotrophile | X | entre mésoeutrophile et eutrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | mésooligotrophile | mésoeutrophile | eutrophile | mésotrophile | eutrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | - | mésoeutrophile |
| Matériaux | | limon | limon | limon | limon | limon/argile | sable | limon | limon | sable fin | limon | limon | limon | Argile, limons, sables |

X : donnée manquante

2.2.3 Caractérisation de la végétation de Pithioud

Le bassin Pithioud est un bassin d'infiltration d'une surface de 7791 m² dont les eaux proviennent d'un bassin de rétention recevant les eaux pluviales d'un bassin versant industriel de 145 ha. Ce bassin présente une lame d'eau quasiment constante (quelques centimètres) ce qui peut s'expliquer par un phénomène de colmatage. Les dix premiers cms du sol sont constitués d'un substrat limoneux à sablo-limoneux (d_{90} : de 206 à 443 μm), organique (MO : de 10 à 23 %). La Figure C-20 présente une vue d'ensemble du bassin.

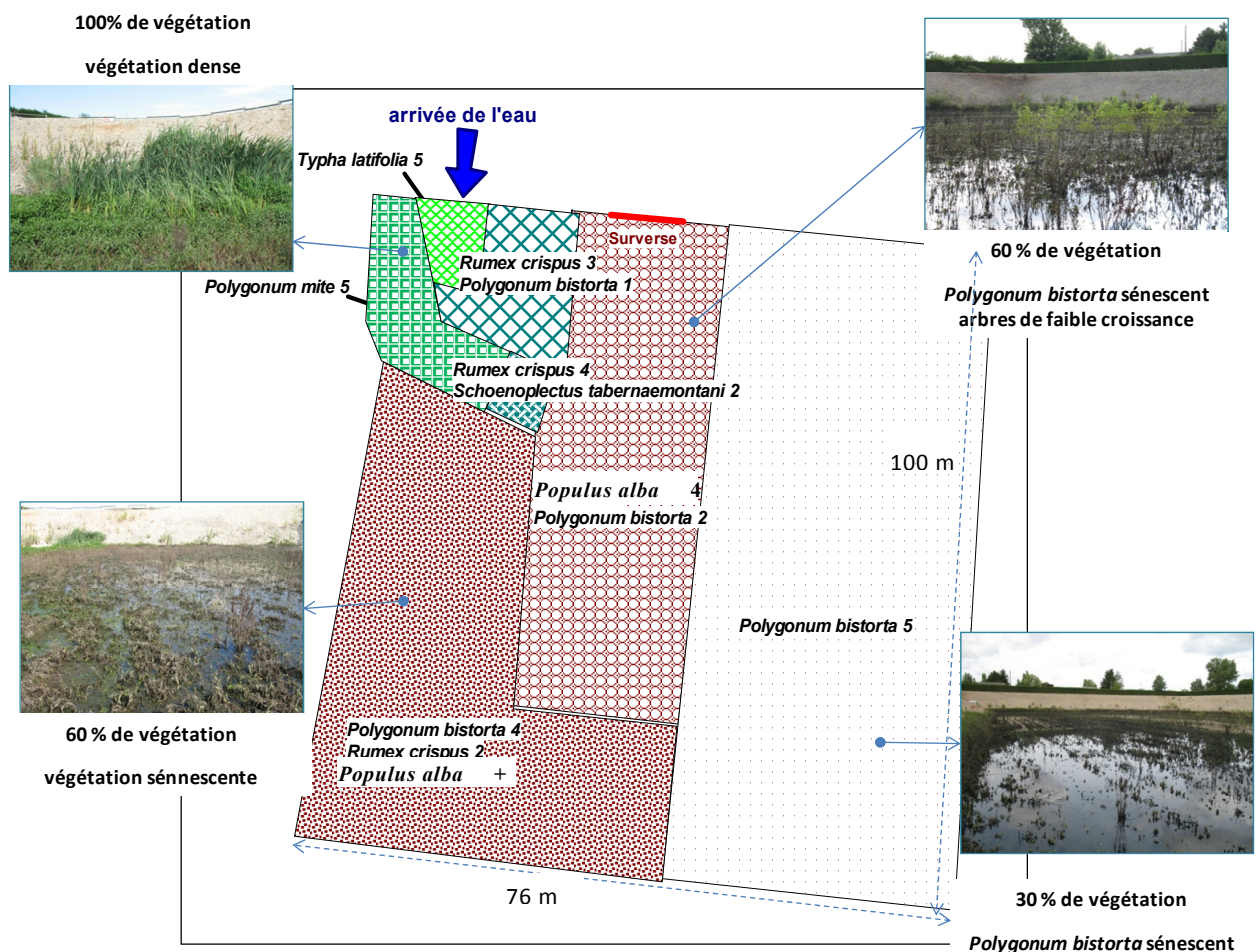


Figure C-20 Colonisation végétale du bassin Pithioud

Ce bassin se caractérise par un faible nombre d'espèces. On y recense **seulement 6 espèces** qui sont *Polygonum bistorta*, *Polygonum mite*, *Populus alba*, *Rumex crispus*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Typha latifolia*. Hormis *Polygonum mite* (plante annuelle), les plantes de ce bassin sont vivaces.

2.2.3.1 Habitats caractéristiques et unités phytosociologiques

Chacune des six espèces de ce bassin est caractéristique d'un groupement de végétaux que l'on peut cependant rassembler en deux grandes catégories.

Tout d'abord, on recense des espèces qui sont classiquement rencontrées dans des prairies humides. On peut ainsi citer *Polygonum mite* qui fait partie de l'alliance végétale **Bidention** qui caractérise les grandes annuelles nitrophiles. Il y a également *Polygonum bistorta* que l'on peut rencontrer dans le **Calthion** (prairie à populage) ou dans d'autres groupements mais qui sont localisés en montagne. Enfin, *Rumex crispus* fait partie de l'alliance **Agropyro-Rumicion crispi** caractéristique des endroits humides piétinés.

Ensuite, on trouve des alliances caractéristiques de roselières :

- L'alliance *Phragmition australis* caractéristique des roselières lacustres représentée ici par l'espèce *Typha latifolia*.
- L'alliance *Phalaridion arundinaceae* caractéristique des roselières terrestres représentées ici par les espèces *Schoenoplectus tabernaemontani*.

Enfin, on note la présence de *Populus alba* qui ne fait partie d'aucun de ces groupements et dont la présence est due à la dissémination des graines de peupliers plantés dans les propriétés voisines.

2.2.3.2 Exigences écologiques des espèces dominantes

Le Tableau C-8, ci-contre, présente les exigences écologiques des six espèces dominantes.

- **Humidité**

Il s'agit exclusivement d'espèces qui ont besoin d'une grande quantité d'eau disponible dans le sol pour se développer. Ce sont toutes des espèces hygrophiles voire héliophytes.

- **Teneurs en nutriments**

Elles se développent sur des sols riches en nutriments et qui peuvent présenter un excès en matière organique avec risque d'hydromorphie.

2.2.3.3 Hétérogénéité spatiale de la densité de végétation

On observe un gradient de densité de la végétation au sein de l'ouvrage : à l'entrée du bassin, la végétation recouvre la surface à 100% puis le taux de recouvrement diminue en s'éloignant de l'entrée.

L'espèce *Typha latifolia* qui présente les plus grandes exigences en eau se développe uniquement à proximité de l'entrée en formant un peuplement très dense (recouvrement de la végétation égal à 100%). On trouve ensuite une ceinture très densément végétalisée (100% de couverture) dont l'espèce dominante est *Polygonum mite*. Dans cette zone, cette espèce s'est très bien développée et présente une forte croissance. On peut donc faire l'hypothèse que les caractéristiques physico-chimiques du substrat correspondent aux exigences écologiques de cette espèce.

Dans le reste du bassin, la végétation est plus éparse : *Polygonum bistorta* constitue l'espèce dominante de plusieurs zones et son recouvrement ne dépasse guère les 50% dans les différentes zones. De plus, la croissance des individus est relativement faible (petite taille, de nombreux individus sénescents) [Tableau C-8]. De même, *Rumex crispus* est présent de manière éparse (densité). Cette répartition semble liée à l'hétérogénéité des caractéristiques édaphiques (eau,...).

Tableau C-8 Exigences écologiques des six espèces dominantes

| | | <i>Polygonum mite</i> | <i>Polygonum bistorta</i> | <i>Populus alba</i> | <i>Rumex crispus</i> | <i>Schoenoplectus tabernae montani</i> | <i>Typha latifolia</i> |
|-------------------------------|---|-----------------------|---|------------------------------------|--|--|--|
| Lumière | Indice d'Ellenberg | X | 7 | 5 | 7 | 8 | 8 |
| | Valence écologique | X | hémihéliophile | héliophile | entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | héliophile |
| Humidité | Indice d'Ellenberg | X | 7 | 7 | 7 | 10 | 10 |
| | Valence écologique | hygrophile | hygrophile | hygrophile | hygrophile | hygrophile | héliophyte exondé une partie minoritaire de |
| | Appellation générale | X | engorgement en eau | X | Risque d'hydromorphisme | X | Zones inondées plus de 6 mois par an |
| Teneurs en bases | Indice d'Ellenberg | X | 5 | 8 | X | 9 | 7 |
| Teneurs en éléments nutritifs | Indice d'Ellenberg (nitrates et ammonium) | X | 5 | 6 | 6 | 6 | 8 |
| | Valence écologique | eutrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | eutrophile | mésoeutrophile | eutrophile |
| | Appellation générale | X | Sol riche en éléments nutritifs | | Sol riche en éléments nutritifs | X | Sol riche en éléments nutritifs |
| MO | Caractérisation de l'humus | X | anmoor | anmoor | anmoor | anmoor | anmoor |
| | Caractérisation générale du sol | X | engorgement en matière organique, principalement d'origine végétale | X | engorgement en matière organique Risque d'anaérobiose | X | engorgement en matière organique Risque d'anaérobiose |
| Matériaux | | X | argile limon (pur, sableux, graveleux) | argile | argile | argile | limon |

2.3 Cas particulier du bassin Django Reinhardt

Nous allons maintenant procéder à l'étude exclusive du bassin Django Reinhardt [Figure C-21]. Bien que ce bassin soit végétalisé naturellement comme les bassins précédemment étudiés (Grézieu B2, Pierre Blanche et Pithioud), le bassin Django Reinhardt présente la particularité d'être caractérisé par une forte hétérogénéité au niveau des caractéristiques physiques (eau) et biologiques (répartition des espèces végétales) [Figure C-22].

L'étude botanique a nécessité trente quadrats pour intégrer la surface importante du bassin (8000m²) et son hétérogénéité. Les eaux proviennent d'un bassin de rétention situé en amont et qui reçoit les eaux ayant ruisselé sur un bassin versant industriel de 175 ha. Les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface sont hétérogènes dans le bassin. Une partie du bassin présente un sol sec, sablo-graveleux alors que sur une autre partie du bassin, l'horizon de surface est particulièrement humide, riche en matière organique et présente une texture limoneuse.

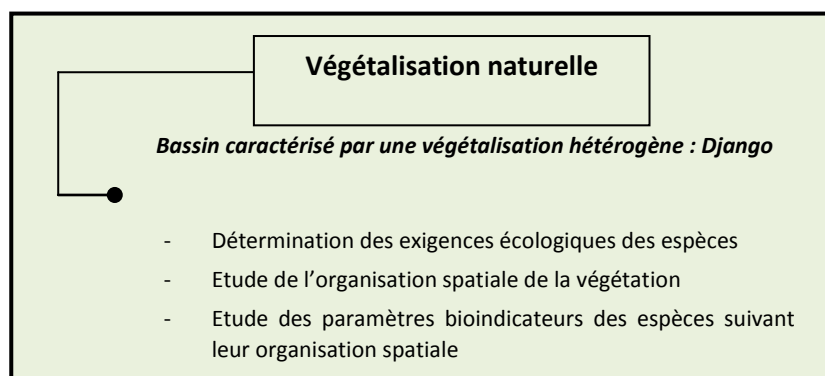


Figure C-21 Stratégie de présentation des résultats_zoom sur Django Reinhardt

2.3.1 Espèces présentes dans le bassin

On recense dans ce bassin 58 espèces [Tableau C-9]. Dans le but de la caractérisation de cet ouvrage, nous allons identifier d'abord une première organisation du bassin à l'aide des critères d'abondance relative puis nous allons conforter ces observations à l'aide des notions de recouvrement de ces espèces dominantes et analyser la progressive colonisation de l'ensemble de l'ouvrage.

Tableau C-9 Liste des espèces recensées dans le bassin

| | |
|--------------------------------|---------------------------------------|
| <i>Ambrosia artemisiifolia</i> | <i>Lolium multiflorum</i> |
| <i>Agrostis canina</i> | <i>Medicago lupulina</i> |
| <i>Artemisia vulgaris</i> | <i>Myosotis sp.</i> |
| <i>Avena sp.</i> | <i>Oenothera biennis</i> |
| <i>Bellis perennis</i> | <i>Papaver dubium</i> |
| <i>Brassica napus</i> | <i>Papaver rhoeas</i> |
| <i>Buddleja davidii</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> |
| <i>Capsella bursa-pastoris</i> | <i>Plantago lanceolata</i> |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | <i>Poa annua</i> |
| <i>Chenopodium vulvaria</i> | <i>Poa pratensis</i> |
| <i>Cirsium arvense</i> | <i>Poa trivialis</i> |
| <i>Cirsium sp.</i> | <i>Polygonum aviculare</i> |
| <i>Crepis capillaris</i> | <i>Polygonum mite</i> |
| <i>Dactylis glomerata</i> | <i>Polygonum persicaria</i> |
| <i>Datura stramonium</i> | <i>Ranunculus sp.</i> |
| <i>Daucus carota</i> | <i>Rumex acetosa</i> |
| <i>Eleocharis palustris</i> | <i>Rumex crispus</i> |
| <i>Erigeron annuus</i> | <i>Salix alba</i> |
| <i>Erodium cicutarium</i> | <i>Salix caprea</i> |
| <i>Euphorbia cyparissias</i> | <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> |
| <i>Euphorbia enigma</i> | <i>Scrofularia canina</i> |
| <i>Festuca rubra</i> | <i>Senecio jacobaeae</i> |
| <i>Galium aparine</i> | <i>Senecio inaequidens</i> |
| <i>Geranium dissectum</i> | <i>Sonchus arvensis</i> |
| <i>Geranium robertianum</i> | <i>Stellaria media</i> |
| <i>Glyceria notata</i> | <i>Taraxacum officinale</i> |
| <i>Heracleum sphondylium</i> | <i>Thlaspi arvense</i> |
| <i>Hypochaeris radicata</i> | <i>Trifolium campestre</i> |
| <i>Lotus corniculatus</i> | <i>Tripleuspermum perforatum</i> |



Figure C-22 Une végétation diversifiée, hétérogène dans le bassin

2.3.2 Organisation de la végétation dans le bassin

2.3.2.1 Détermination des espèces et habitats caractéristiques

A partir de la classification hiérarchique effectuée à partir de 30 relevés floristiques, une première organisation de la végétation au sein de l'ouvrage semble se dégager lorsque l'on s'appuie sur les indices d'abondance relative. Nous avons distingué quatre classes (4 couleurs sur le dendrogramme) [Figure C-23].

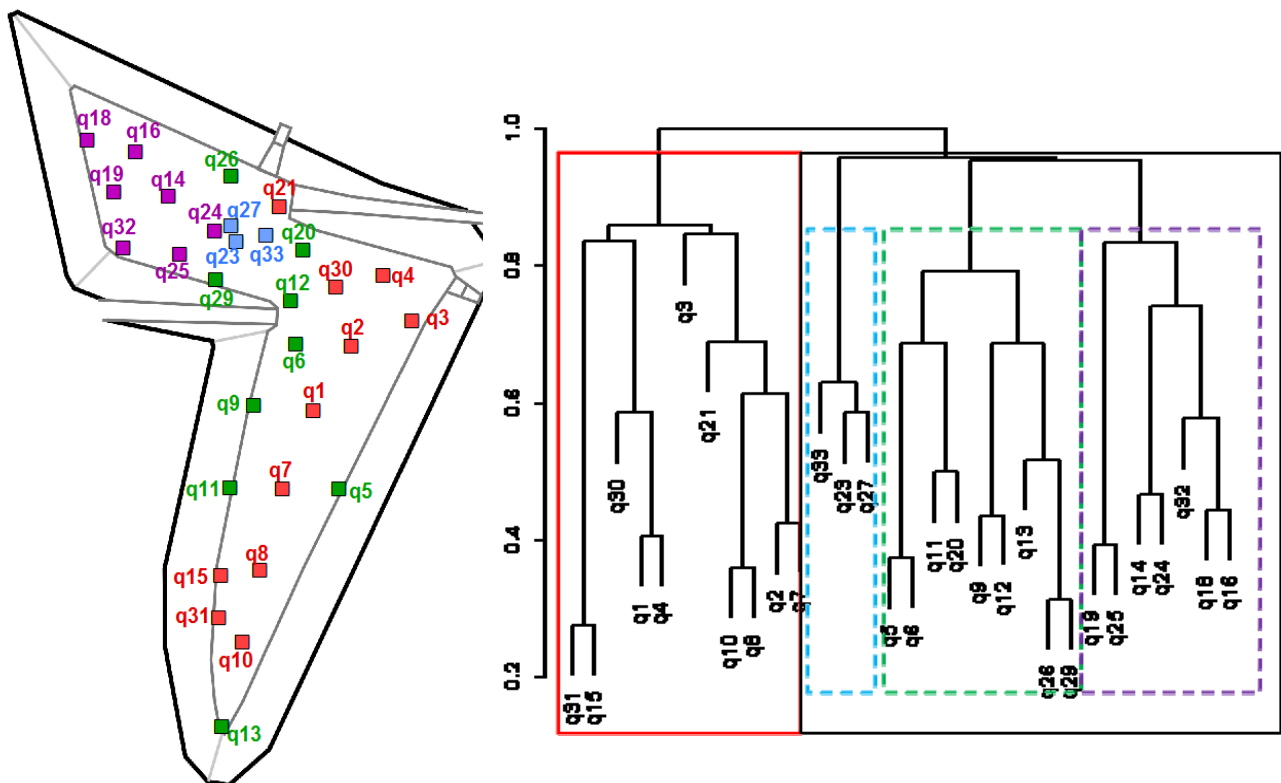


Figure C-23 Répartition des quadrats dans le bassin

- **Les quadrats rouges** (hormis les quadrats 15 et 31 qui feront l'objet d'une description spécifique) se caractérisent par les espèces les plus abondantes suivantes : *Senecio inaequidens*, *Erigeron annuus*, *Capsella bursa pastoris*, *Cardamine Hirsuta*, *Stellaria media*, *Poa annua*, *Poa trivialis*, *Lolium multiflorum*. D'autres espèces ne sont pas particulièrement abondantes mais sont quasiment toujours présentes dans ces quadrats. On peut ainsi citer *Artemisia Vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Daucus carota*, *Plantago lanceolata*, *Senecio jacobaea*, *Taraxacum officinalis*. Parmi ces quatorze espèces, huit sont des espèces annuelles, six sont vivaces et une est bisannuelle. Ce sont principalement des espèces pionnières.

Parmi ces douze espèces, *Lolium multiflorum* et *Cirsium arvense* font partie du groupement ***Sisymbrium officinalis*** qui caractérise des friches vivaces xérophiles. Parmi les espèces recensés de manière plus éparses dans les quadrats rouges, trois autres font également partie de ce groupement : *Ambrosia artemisiifolia*, *Brassica napus* et *Datura stramonium*.

On note également la présence des espèces *Capsella bursapastoris*, *Cardamine hirsuta* et *Stellaria media* qui sont principalement recensées dans le groupement ***Fumario-euphorbion*** (végétation adventice des sols argileux calcaires) représenté par *Capsella bursapastoris*,

Cardamine hirsuta, *Stellaria media*. On y trouve également les espèces *Daucus carota*, *Erigeron annuus*, *Senecio inaequidens*, caractéristiques du groupement *Dauco Melilotion*. Enfin, le quatrième groupement relativement bien représenté dans l'inventaire de cette zone est le groupement *Agropyro-rumicion*. Si l'on résume la présence de ces différents groupements, ces espèces caractéristiques de la zone sont ainsi des espèces que l'on retrouve classiquement dans des friches, bords de chemins, des terrains vagues, voire dans les grèves caillouteuses des cours d'eau pour *Senecio inaequidens*. Si l'on examine les informations phytosociologiques plus spécifiques à chaque espèce, on peut noter que *Cardamine hirsuta* ainsi que *Capsella bursapastoris* se développent également massivement sur des murs, des trottoirs, milieux particulièrement pauvres en nutriments et riches en cailloux.

Enfin, il est important de noter que parmi ces espèces, plusieurs sont considérées comme invasives et sont aptes à coloniser divers milieux aux propriétés édaphiques très contrastées, tel est le cas de deux des espèces dominantes, *Erigeron annuus* et *Senecio inaequidens*. On peut également citer *Buddleja davidii* et *Heracleum sphondylium*, présentes de manière plus éparse. Ces espèces invasives sont particulièrement connues pour coloniser des milieux fortement perturbés.

En conclusion, l'ensemble de ces quadrats rouges caractérisent des milieux perturbés, plus ou moins caillouteux, plus ou moins secs.

- **Les quadrats violets** se caractérisent principalement par les espèces dominantes suivantes : *Phalaris arundinacea* (plante vivace), *Polygonum mite* (plante annuelle). Elles sont accompagnées notamment par les espèces suivantes : *Rumex crispus* (présente dans certains quadrats avec un coefficient d'abondance-dominance pouvant dépasser 3 sur une échelle de 1 à 5), *Capsella bursapastoris*, *Taraxacum officinalis*, *Artemisia vulgaris*, *Schoenoplectus lacustris*.

L'espèce *Phalaris arundinacea* est principalement recensée dans l'alliance *Phalaridion arundinaceae* caractéristique des roselières terrestres. On peut également la retrouver dans une moindre mesure dans le *Phragmition australis*. Enfin, cette espèce peut également être recensée dans des prairies humides. Elle supporte particulièrement la fluctuation du niveau de l'eau, avec alternance de phases d'inondation et d'exondation.

-**Les quadrats verts** se caractérisent principalement par la dominance des espèces *Rumex crispus* (plante vivace) et *Galium aparine* (plante annuelle). *Rumex crispus* n'est pas une espèce systématiquement caractéristique des milieux humides. Elle fait principalement partie de l'alliance *Agropyro-rumicion crispi*, caractéristique des endroits piétinés humides. Cependant, elle peut se développer abondamment dans des milieux mésohygrophiles, eutrophes (très riche en nutriments). Le caractère eutrophe du milieu de croissance de cette espèce est principalement lié à l'activité de l'homme avec apports d'hydrocarbures et de matière organique.

-**Les trois quadrats bleus** se caractérisent par de très fortes abondances de *Typha latifolia* et deux espèces de la famille des cypéracées (*Schoenoplectus tabernaemontani* et *Eleocharis palustris*). Ce sont toutes des espèces vivaces.

Ces quadrats se situent à l'entrée du bassin, zone régulièrement immergée par l'eau. *Typha latifolia* est une espèce que l'on retrouve principalement dans l'alliance *Phragmition australis* caractéristique des roselières hautes. *Schoenoplectus tabernaemontani* est rencontrée principalement dans les roselières terrestres dont l'alliance *Phalaridion arundinaceae* est

caractéristique. Enfin, *Eleocharis palustris* est une espèce que l'on recense principalement dans des roselières basses. Les végétations à *Eleocharis palustris* sont des formations souvent étendues, et très homogènes. Il est également courant de la recenser dans des prairies périodiquement immergées, parfois pendant plusieurs mois. Dans ces quadrats, les espèces dominantes peuvent atteindre un coefficient d'abondance–dominance de 5 (sur une échelle allant de 1 à 5). Les roselières hautes sont des habitats généralement assez pauvres en espèces végétales car elles sont dominées par une espèce pouvant parfois constituer des peuplements presque purs.

A la vue de ces premiers résultats, nous nommerons par la suite la zone délimitée par l'ensemble des quadrats rouges par prairie et la zone délimitée par l'ensemble des autres quadrats, par « zone humide ».

2.3.2.2 Exigences écologiques des espèces selon la zone du bassin

Le Tableau C-10 et le Tableau C-11 présentent respectivement les exigences écologiques des espèces caractéristiques des quadrats rouges d'une part et celles des quadrats violet, verts et bleus d'autre part.

Les espèces qui caractérisent le groupe de quadrats rouges sont principalement des espèces mésohydrophiles voire mésoxérophiles, comme *Senecio jacobaeae*, *Thlaspi arvense* ou encore des espèces perxérophiles comme *Senecio inaequidens*. Les espèces *Capsella bursa pastoris*, *Senecio jacobaeae*, *Artemisia vulgaris*, *Daucus carota*, *Plantago lanceolata* sont indicatrices de forts contrastes hydriques dans cette zone. Les espèces dominantes de cette zone vivent en milieu relativement riche en nutriments. Seules deux espèces sont mésotrophiles (*Senecio inaequidens* et *Daucus carota*). Les autres espèces sont au minimum mésoeutrophiles (*Senecio jacobaeae*, *Thlaspi arvense*) et la plupart sont considérées comme appartenant à la catégorie intermédiaire entre hémieutrophiles et eutrophiles.

Les espèces qui caractérisent les quadrats violets (*Phalaris arundinacea* et *Polygonum mite*) sont des espèces hygrophiles. Ces deux dernières espèces se développent sur des milieux riches en nutriments. La richesse du sol en nutriments, la disponibilité en eau et un éclaircissement intense sont les composantes nécessaires à l'expression et à la croissance rapide de végétaux de grande taille pourvus de puissants rhizomes que l'on retrouve dans les quadrats bleus. Les roselières peuvent former des colonies très étendues au bord des eaux dormantes ou courantes. Elles participent au phénomène d'atterrissement en freinant et fixant les sédiments, mais aussi par la décomposition de la matière organique liée à leur importante production de biomasse favorisant l'envasement des rives.

Tableau C-10 Exigences écologiques des espèces dominantes de la zone prairie de Django

| | | <i>Artemisia vulgaris</i> | <i>Capsella bursapastoris</i> | <i>Cardamine hirsuta</i> | <i>Cirsium arvense</i> | <i>Daucus carota</i> | <i>Erigeron annuus</i> | <i>Lolium multiflorum</i> | <i>Senecio inaequidens</i> | <i>Senecio jacobaeae</i> | <i>Thlaspi arvense</i> |
|-------------------------------|---|------------------------------------|------------------------------------|--|------------------------------------|----------------------|------------------------|------------------------------------|----------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Lumière | Indice d'Ellenberg | 7 | 7 | 6 | 8 | 8 | X | 7 | 8 | 8 | 6 |
| | Valence écologique | entre hémihéliophile et héliophile | entre hémihéliophile et héliophile | entre hémischiaphile et hémihéliophile | entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | x | entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | entre hémihéliophile et héliophile | entre hémihéliophile et héliophile |
| Humidité | Indice d'Ellenberg | 6 | 5 | 5 | X | 4 | X | 4 | 3 | 4~ | 5 |
| | Valence écologique | mésohydrique | mésohydrique | mésohydrique | mésohydrique | mésohydrique | mésohydrique | mésohydrique | perxérophiles | mésoxérophyle | mésoxérophile |
| Teneurs en bases | Indice d'Ellenberg | X | X | 5 | X | X | X | 7 | 7 | 7 | 7 |
| | Caractérisation générale du sol | | pH légèrement acide | | pH légèrement acide | - | - | sol de pH neutre | sol de pH neutre | neutre à légèrement acide | neutre |
| Teneurs en éléments nutritifs | Indice d'Ellenberg (nitrates et ammonium) | 8 | 6 | 7 | 7 | 4 | X | 8 | 3 | 5 | 6 |
| | Valence écologique | eutrophile | entre hémieutrophile et eutrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | entre hémieutrophile et eutrophile | mésotrophile | X | entre mésoeutrophile et eutrophile | mésotrophile | mésoeutrophile | mésoeutrophile |
| Matériaux | | limon | limon | limon | limon | limon | limon | limon | sable fin | sable fin | limon |

Tableau C-11 Exigences écologiques des espèces dominantes recensées dans la zone humide de Django

| | | <i>Eleocharis palustris</i> | <i>Galium aparine</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Polygonum mite</i> | <i>Rumex crispus</i> | <i>Schoenoplectus tabernae montani</i> | <i>Typha latifolia</i> |
|-------------------------------|---|--|-----------------------|------------------------------------|-----------------------|--|--|--|
| Lumière | Indice d'Ellenberg | 8 | 7 | 7 | X | 7 | 8 | 8 |
| | Valence écologique | héliophile | héliophile | entre hémihéliophile et héliophile | X | entre hémihéliophile et héliophile | héliophile | héliophile |
| Humidité | Indice d'Ellenberg | 10 | 5 | 8~ | X | 7 | 10 | 10 |
| | Valence écologique | hydrophiles (longuement inondables, en mois) | mésohydrique | hygrophile | hygrophile | hygrophile | héliophyte exsondé une partie minoritaire de l'année | héliophyte exsondé une partie minoritaire de l'année |
| | Appellation générale | | | | X | Risque d'hydromorphisme | X | Zones inondées plus de 6 mois par an |
| Teneurs en bases | Indice d'Ellenberg | X | 8 | X | X | X | 9 | 7 |
| Teneurs en éléments nutritifs | Indice d'Ellenberg (nitrates et ammonium) | ? | 5 | 7 | X | 6 | 6 | 8 |
| | Valence écologique | mésotrophile | mésotrophile | entre mésoeutrophile et eutrophile | eutrophile | eutrophile | mésoeutrophile | eutrophile |
| | Appellation générale | Sol moyennement riche en nutriments | | | X | Sol riche en éléments nutritifs | X | Sol riche en éléments nutritifs |
| MO | Caractérisation de l'humus | anmoor | X | anmoor | X | anmoor | anmoor | anmoor |
| | Caractérisation générale du sol | - | - | - | X | engorgement en matière organique Risque d'anaérobiose | X | engorgement en matière organique Risque d'anaérobiose |
| Matériaux | | limon | limon | argile | X | argile | argile | limon |

2.3.2.3 Co-inertie : couplage des données floristiques et physico-chimiques

Ce type d'approche permet d'étudier le lien qui existe entre les données floristiques qui caractérisent les zones échantillonnées et les données physico-chimiques décrivant ces mêmes individus.

- **Rappel méthodologique**

Les données biologiques permettant de caractériser les quadrats sont les coefficients d'abondance-dominance des espèces caractéristiques du bassin. Nous avons ainsi éliminé les espèces rares (représentées par seulement quelques individus dans un ou deux quadrats). Ce choix a été fait afin d'éviter de mettre un poids trop important à des espèces présentes dans un ou deux quadrats.

Les données physico-chimiques permettant de caractériser les cinq premiers cms du sol sont la teneur en eau, la granulométrie (diamètres d50 et d90 après tamisage à 1,6 mm¹⁵), la perte au feu, la hauteur de sédiment mesurée *in situ* (tous ces paramètres ont été mesurés en mai 2010), la teneur en Cu et Zn (mesurés en juin 2008 par le LGCIE).

Préalablement à l'analyse de co-inertie, l'existence d'une co-structure significative entre les deux tableaux (biologie/physico-chimie) est vérifiée par application du test de permutation de Monte-Carlo. Ce test montre l'existence d'une co-structure significative ($p < 0,05$).

Afin de faciliter l'interprétation des résultats, nous rappelons que, sur les plans factoriels, le début de la flèche correspond à l'ordination des individus selon les données biologiques et la fin de la flèche à l'ordination des individus selon les données physico-chimiques. Plus la flèche est petite, meilleure est la corrélation entre variables biologiques et variables physico-chimiques.

L'analyse de co-inertie met en évidence une ordination des zones que ce soit d'un point de vue physico-chimique ou biologique [Figure C-24] :

L'inertie du nuage de points représente **80% selon l'axe 1** et seulement 10% selon l'axe 2. Les principales variables qui vont discriminer les individus sont la texture (d90), la teneur en eau, la hauteur de sédiment, la perte au feu. Par contre, les variables métalliques, Zn et Cu sont essentiellement rattachées à l'axe 2. Le faible pourcentage attribué à l'axe 2 laisse supposer que ces variables ne permettent pas de différencier les zones et n'expliquent pas la répartition spatiale des espèces dominantes.

On distingue de part et d'autre de l'axe vertical, les deux grands groupes suivants :

Les quadrats q4, q30, q32, q1, q2, q8, q10 à droite de l'axe

Les quadrats q5, q13, q18, q25, q9, q14, q27 et q 23 à gauche de l'axe

¹⁵ Le tamisage à 1,6 mm est nécessaire avant l'utilisation du granulomètre laser afin d'éviter l'endommagement de l'appareil.

▪ Présentation des résultats de la co-inertie

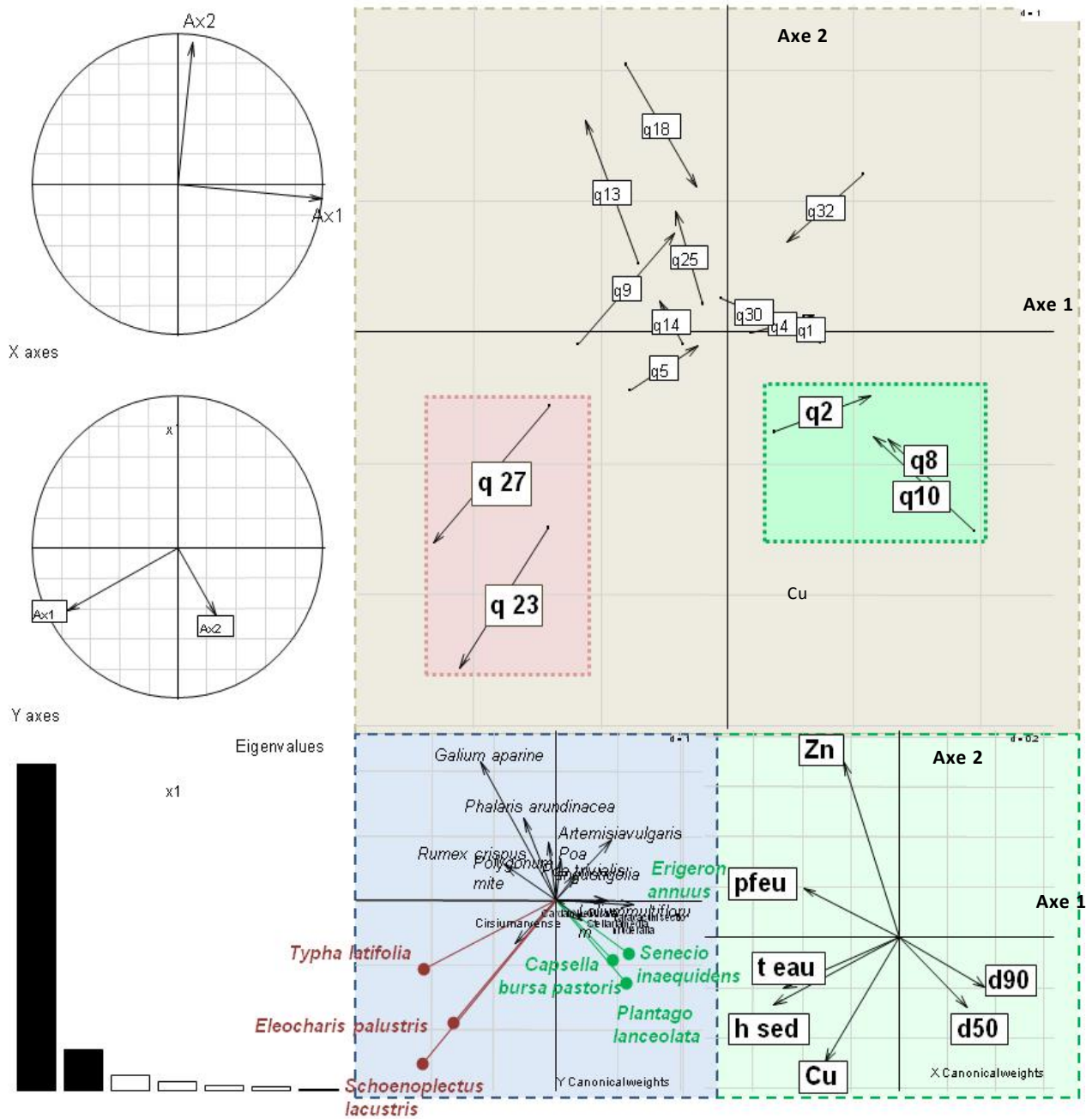


Figure C-24 Résultats de la co-inertie

On peut proposer une description plus détaillée :

Les quadrats q23 et q27 se caractérisent par une texture fine (diamètres d_{50} et d_{90} faisant partie des plus petits), un dépôt de sédiment épais ($h_{sed}=13$ cm pour q23 et pour q27), une teneur en eau élevée (59,2% pour q23 et 65,4% pour q27), et une perte au feu élevée (24,4%MS pour q23 et 21,6%MS pour q27) [Figure C-25].

- A titre de comparaison, la perte au feu du sol en profondeur est de l'ordre de 0,3%MS [Février, 2001]. Le dépôt de matières en suspension à l'entrée du bassin enrichit considérablement en matière organique ces deux horizons de surface. Ces deux quadrats se caractérisent par la dominance des espèces *Eleocharis palustris* et *Typha latifolia*. Au regard de la direction et de la taille des flèches, on peut estimer que les variables physico-chimiques expliquent la dominance de ces deux espèces dans ces deux zones.
- **Les quadrats q8 et q10** sont localisés dans une zone très caillouteuse. Les premiers cm de sol se caractérisent par une texture essentiellement sableuse ($d_{50}=295\mu\text{m}$ pour q8 et $d_{50}=349\mu\text{m}$ pour q10). Dans ces mêmes quadrats, on note une forte dominance des espèces *Erigeron annuus* et *Senecio inaequidens*. En observant la direction et la taille des flèches, on peut non seulement indiquer que ces deux quadrats présentent des caractéristiques biologiques et physico-chimiques proches mais également que les variables physico-chimiques permettent d'expliquer en partie la dominance de ces deux espèces.
- **Les autres quadrats** sont plus concentrés près de l'axe vertical et se distinguent moins que ce soit d'un point de vue physico-chimique ou biologique.

L'analyse des données par coinertie met en évidence une première relation entre la composition floristique du bassin à l'aide de données ponctuelles d'abondance et l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques édaphiques du bassin. La teneur en matière organique, la teneur en eau et la texture sont les paramètres qui expliquent le mieux la dominance de certaines espèces dans différentes zones du bassin. La teneur en métaux (Cu, Zn) n'apparaît pas comme un élément explicatif de la répartition des espèces dominantes dans l'ouvrage.

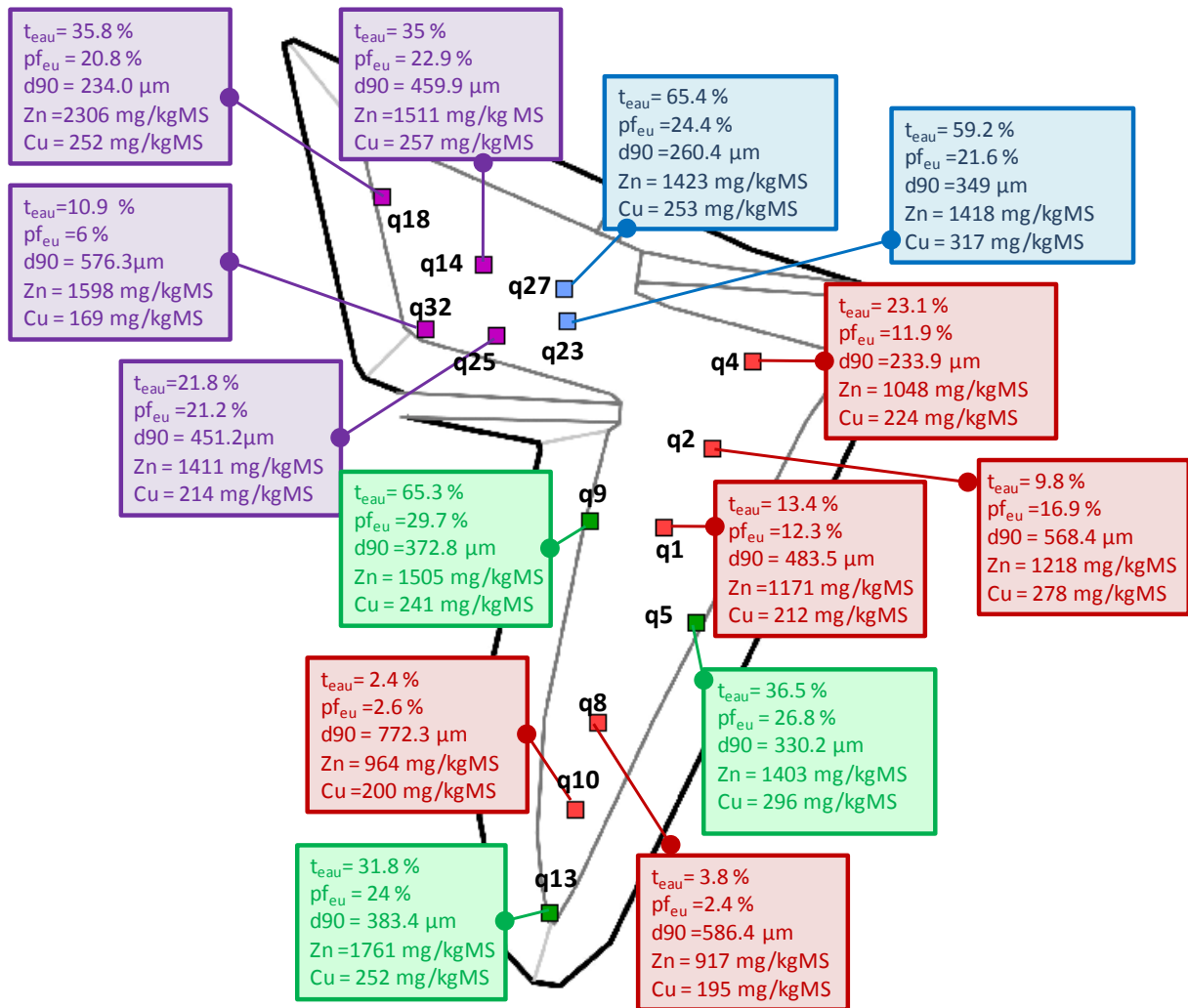


Figure C-25 Caractéristiques physico-chimiques de quelques quadrats du bassin

2.3.3 Etude de la dynamique de colonisation à l'aide de photos aériennes

Les résultats précédents ont mis en évidence la diversité des espèces présentes dans un bassin de 8000 m² et les relations entre la dominance de certaines espèces et caractéristiques édaphiques de l'ouvrage. Cette première étude, menée sur une seule date d'étude, va maintenant laisser place à une étude axée sur la dynamique de colonisation de l'ouvrage à l'aide de la notion de recouvrement spatial, à la fois de la végétation et de l'eau à l'échelle de l'ouvrage.

Pour cela, nous allons dans un premier temps décrire les grandes catégories de groupements de végétaux liés à leur couverture végétale et les mettre en relation avec la répartition spatiale de l'eau dans l'ouvrage. Dans un deuxième temps, nous verrons comment évolue le recouvrement de chaque groupement de végétaux dans l'ouvrage entre deux années consécutives.

Dans cette partie, nous allons principalement nous intéresser à une étude de la dynamique de colonisation d'un bassin de 8000 m² à partir de photos aériennes. Cet outil utilisé habituellement dans la protection des milieux naturels permet de mettre rapidement en évidence la relation entre dynamique de colonisation de l'ouvrage et fonctionnement du bassin. Cette étude a été réalisée sur trois photos aériennes prises respectivement le 15 avril 2008, le 26 juin 2008 et le 26 juin 2009 :

- La photo du 15 avril 2008 a été prise alors que le bassin était partiellement inondé.
- Les photos du 26 juin 2008 et 2009 ont été prises alors que la végétation était en pleine phase de croissance. L'objectif de ces photos était donc d'une part de faire le lien entre répartition de l'eau dans l'ouvrage et répartition de la végétation en 2008 (année de l'inventaire) et de mettre en évidence la dynamique de colonisation de l'ouvrage entre deux années consécutives (2008 et 2009).

Les paramètres édaphiques présentés dans le paragraphe 2.3.2.3, tels que teneur en eau, la perte au feu, la granulométrie dépendent du dépôt de matières en suspension à la surface du bassin. Ce dépôt est hétérogène et dépend de l'écoulement de l'eau dans l'ouvrage. On s'intéressera donc principalement à la relation entre l'organisation spatiale de la végétation et la répartition de l'eau dans l'ouvrage.

La Figure C-26 a. représente la répartition de l'eau dans l'ouvrage alors que la Figure C-26b. présente la topographie du terrain.

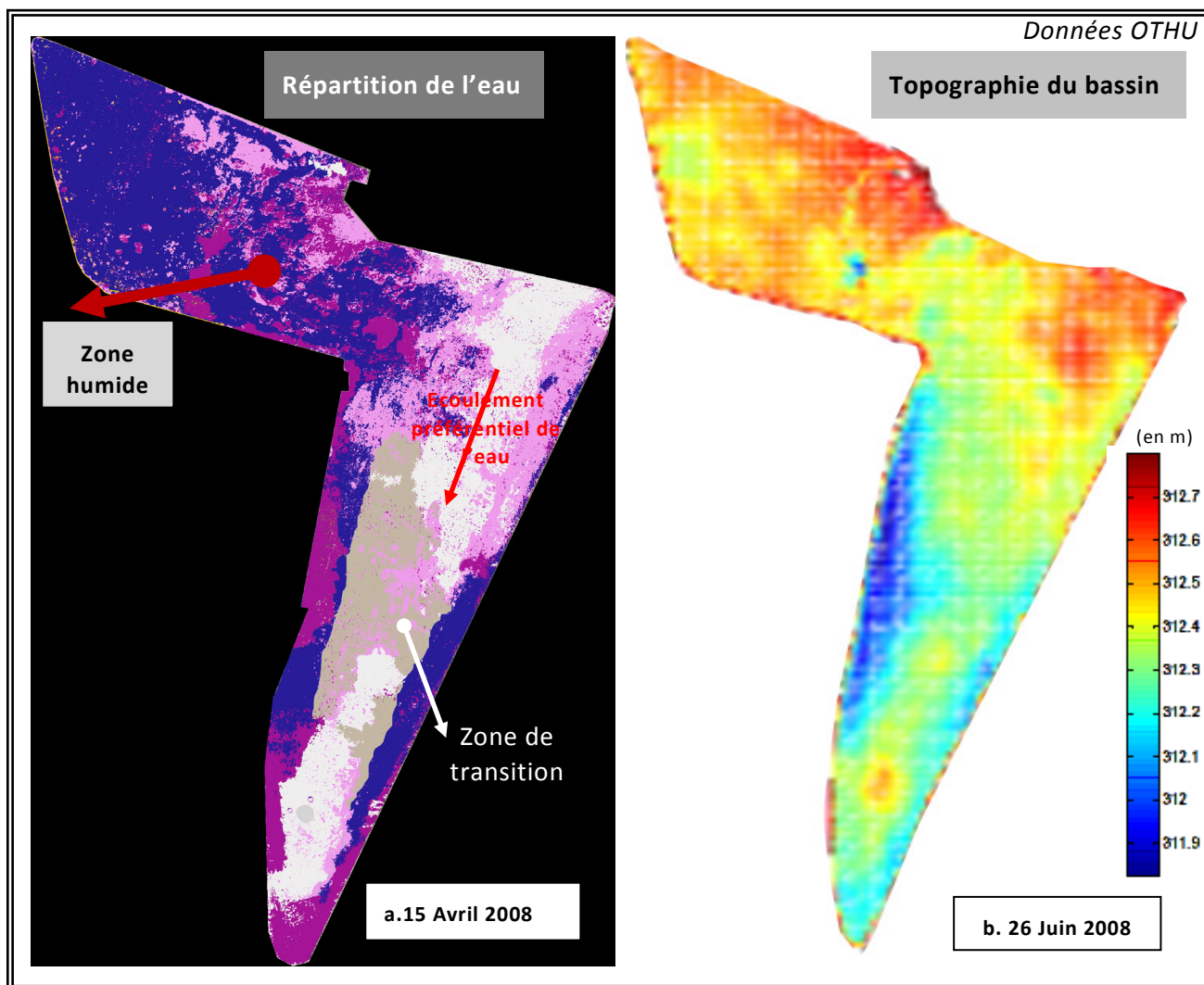




Figure C-26 Photos du 15 avril 2008 et carte topographique

2.3.3.1 Etude de la répartition spatiale de l'eau

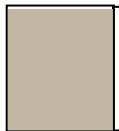
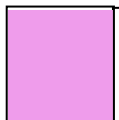

Lors de la prise de photos aériennes le 15 avril 2008, la hauteur d'eau mesurée au niveau du point bas du bassin était en moyenne de 28,5 cm (mesure *in situ* à l'aide de piézomètres).

Nous avons appelé abusivement « **zone humide** », la zone qui présente une lame d'eau au moment de la photo du 15 avril 2008. Cette zone est constituée par les deux subdivisions suivantes :

| | |
|---|--|
|  | Aire immergée par l'eau. Dans les aires de motif bleu, on note la présence d'une lame d'eau. Ces zones peuvent être végétalisées mais la hauteur d'eau est telle que la végétation est immergée. Cette aire recouvre 37.2 % de la surface totale du bassin. |
|  | Aire immergée par l'eau mais présentant une végétation dense et haute. Il s'agit de végétation dont la croissance est déjà à un stade bien en avancé mi-avril. Cette végétation présente une taille supérieure à la hauteur d'eau dans le bassin, même dans les zones les plus inondées. Cette aire recouvre 16,2 % de la surface totale du bassin. |

Globalement, la zone dite « humide » représente plus de 50% de la superficie du bassin.

Nous appellerons « **zone sèche** », la zone sans lame d'eau ou avec une épaisseur inférieure à 5 cm. Elle se compose des subdivisions suivantes:

| | |
|---|--|
|  | Aire dite fraîche. Cette zone est imprégnée d'eau (lame d'eau inférieure à 5 cm). La couche végétale est si basse qu'elle en est presque invisible. Cette zone recouvre 9,1 % de la surface totale du bassin. |
|  | Aire présentant une végétation peu dense et de basse. Cette zone est marquée par un début de colonisation végétale et peut être considérée comme sèche. Cette zone recouvre 20.7 % de la surface totale du bassin. |
|  | Aire sèche et caillouteuse très peu colonisée par la végétation. Cette zone recouvre 16.8 % de la surface totale du bassin. |

La définition de ces zones permet de mettre en évidence deux points principaux :

Comme cela a été supposé dans le paragraphe précédent, il y a une répartition hétérogène de l'eau qui suit deux grands principes : La principale zone immergée par l'eau se situe directement à l'entrée du bassin et l'écoulement de l'eau suit la bordure sud du bassin selon la topographie [Figure C-26].

Dans les zones les plus humides, on observe des stades de développement de la végétation plus précoces. La zone dite « sèche » présente un recouvrement de la végétation très faible au printemps et il s'agit d'espèces de petite taille.

2.3.3.2 Relation entre distribution de la végétation et répartition de l'eau

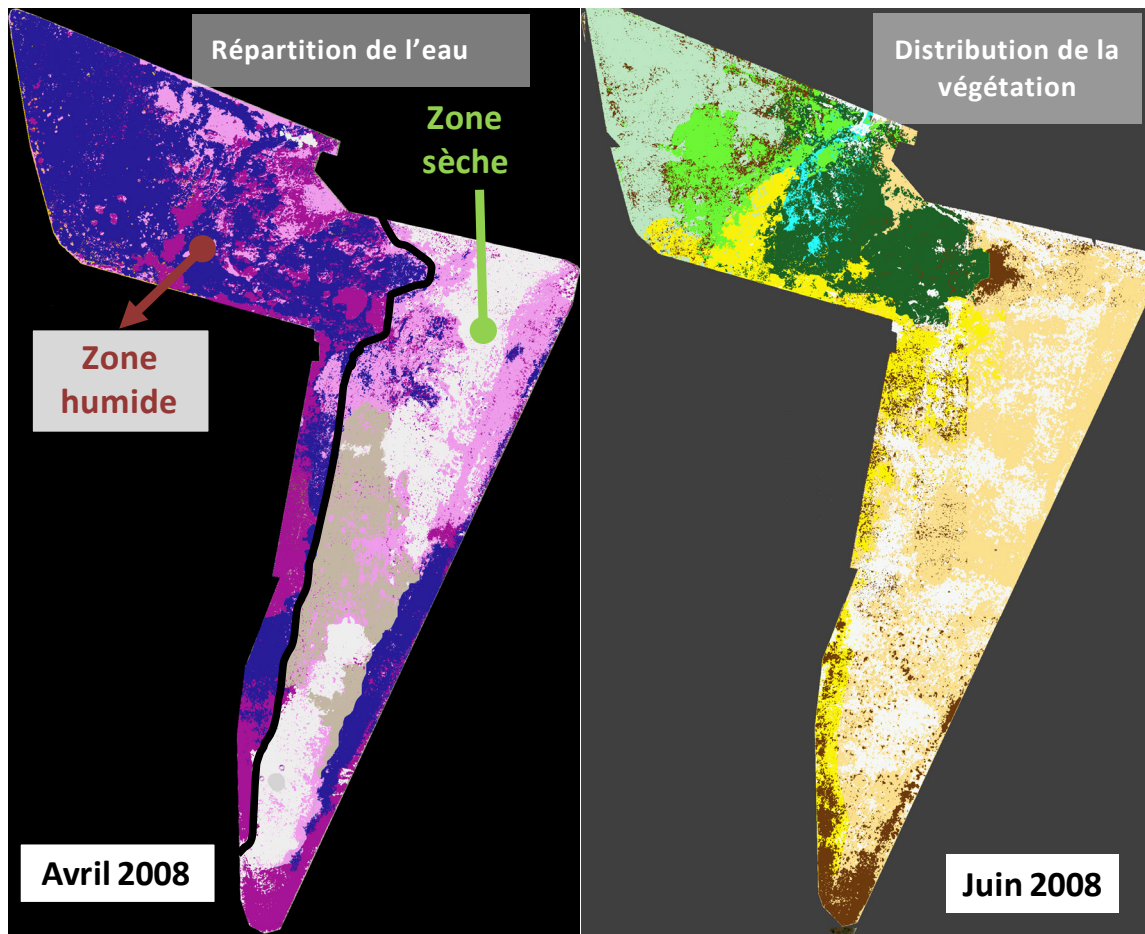


Figure C-27 Répartition spatiale de l'eau dans l'ouvrage (avril 2008) et répartition de la végétation (juin 2008)

La photographie du 26 juin a été réalisée au moment de la pleine phase de croissance de la végétation [Figure C-27]. Le rapprochement des images traitées d'avril et fin juin met en évidence les points suivants:

A. Dans la zone humide, excepté pour la partie immergée non végétalisée (en bleu clair sur la carte de juin 2008), on distingue :

- Quatre subdivisions propres à cette zone, différenciées par l'espèce dominante formant un peuplement quasi-monospécifique:

| | |
|--|--|
| | Aire très densément végétalisée (taux de recouvrement de 100%) et correspondant à la dominance d'espèces telles que <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> et <i>Typha latifolia</i> . Cette zone recouvre 12.5 % de la surface totale du bassin |
| | Aire principalement dominée par l'espèce <i>Phalaris arundinacea</i> . Elle est densément végétalisée (près de 100% de la surface recouverte par la végétation). Cette zone recouvre 9.8 % de la surface totale du bassin. |
| | Aire dont la végétation est dominée par <i>Polygonum mite</i> . Cette espèce se développe en patchs et présente une densité (plus de 90%) telle qu'il reste peu d'espace pour que d'autres espèces puissent se développer. Cette zone recouvre 5,9 % de la surface du bassin. |
| | Aire dont la végétation est donnée par <i>Rumex crispus</i> . Cette zone recouvre 9,3%. |

- Une subdivision propre à cette zone avec un mélange d'espèces plus important :

| | |
|--|--|
| | Aire composée d'un mélange floristique regroupant à la fois des espèces de la zone humide et des espèces de la zone plus sèche. Cette subdivision se caractérise par la dominance des espèces <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Rumex crispus</i> , <i>Polygonum mite</i> , <i>Artemisia vulgaris</i> voire <i>Erigeron annuus</i> mais elles se distinguent par la densité végétale. La densité végétale est en moyenne d'environ 40% d'après les observations de terrain. |
|--|--|

B. Dans la zone sèche, on distingue deux subdivisions:

- Une subdivision avec une végétation répartie de manière éparse

| | |
|--|---|
| | Aire végétalisée caractérisée par une faible densité de végétation (surface recouverte par la végétation inférieure à 40% dans les différentes zones d'échantillonnage lors de l'inventaire). Les espèces dominantes sont <i>Senecio inaequidens</i> et <i>Erigeron annuus</i> qui se développent en touffes très éparse. Elles sont accompagnées d'un cortège floristique riche en espèces. Cette zone recouvre 29,8 % de la surface totale du bassin. |
|--|---|

- Une subdivision très peu végétalisée

| | |
|--|--|
| | Cette aire est principalement constituée de zones dénudées de végétation et présentant un sol caillouteux, très sec. Cette zone recouvre 20.0 % de la surface totale du bassin. |
|--|--|

Près de 80% de la surface du bassin sont recouverts par des groupements végétaux.

La densité de la végétation est liée à la répartition de l'eau dans l'ouvrage. Ainsi, les aires végétalisées à l'entrée du bassin présentent un recouvrement atteignant les 100% et plus on s'éloigne de l'entrée et de la bordure du bassin, plus la densité de végétation diminue. La forte densité végétale de la zone humide s'explique par la stratégie de colonisation des espèces de cette zone, qui possèdent des rhizomes leur permettant de se multiplier rapidement [League *et al.*, 2006]. Ainsi, *Typha latifolia* possède un réseau de rhizomes d'une efficacité telle que la superficie de roselière peut passer de 10 m² en un an à 50 m² en 2 ans [Godin, 2001] (cité par [Saint-Maxent, 2002]).

De même, *Phalaris arundinacea* possède un lacinis de rhizomes qui peut s'enfoncer jusqu'à 3m de profondeur [Godin, 2001] (cité par [Saint-Maxent, 2002]). Dans le bassin étudié, cette espèce colonise près de 10% de la surface du bassin, légèrement moins que la surface colonisée par l'ensemble des espèces *Typha latifolia*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Eleocharis palustris* (12,4%). Cette remarque va dans le sens d'une colonisation massive par *Phalaris arundinacea*.

Au niveau de la zone humide située à l'entrée du bassin, on peut observer nettement un agencement spatial naturel de la végétation caractéristique d'un étang [Figure C-28], constitué, à partir du centre, de ceintures délimitées par les niveaux décroissants d'exigences en eau des espèces dominantes. Ainsi, on trouve en position centrale *Typha latifolia*, *Eleocharis palustris* et *Schoenoplectus tabernaemontani*, qui nécessitent la présence d'une lame d'eau permanente puis *Phalaris arundinacea* qui supporte des cycles d'assèchement/humidification. Si l'on somme ces deux ceintures, on note ainsi que 22% du bassin sont naturellement recouverts par des espèces qui sont couramment rencontrées dans des milieux lacustres. En périphérie, on trouve *Polygonum mite* moins exigeante en eau puis une zone mixte d'espèces de prairie humide.

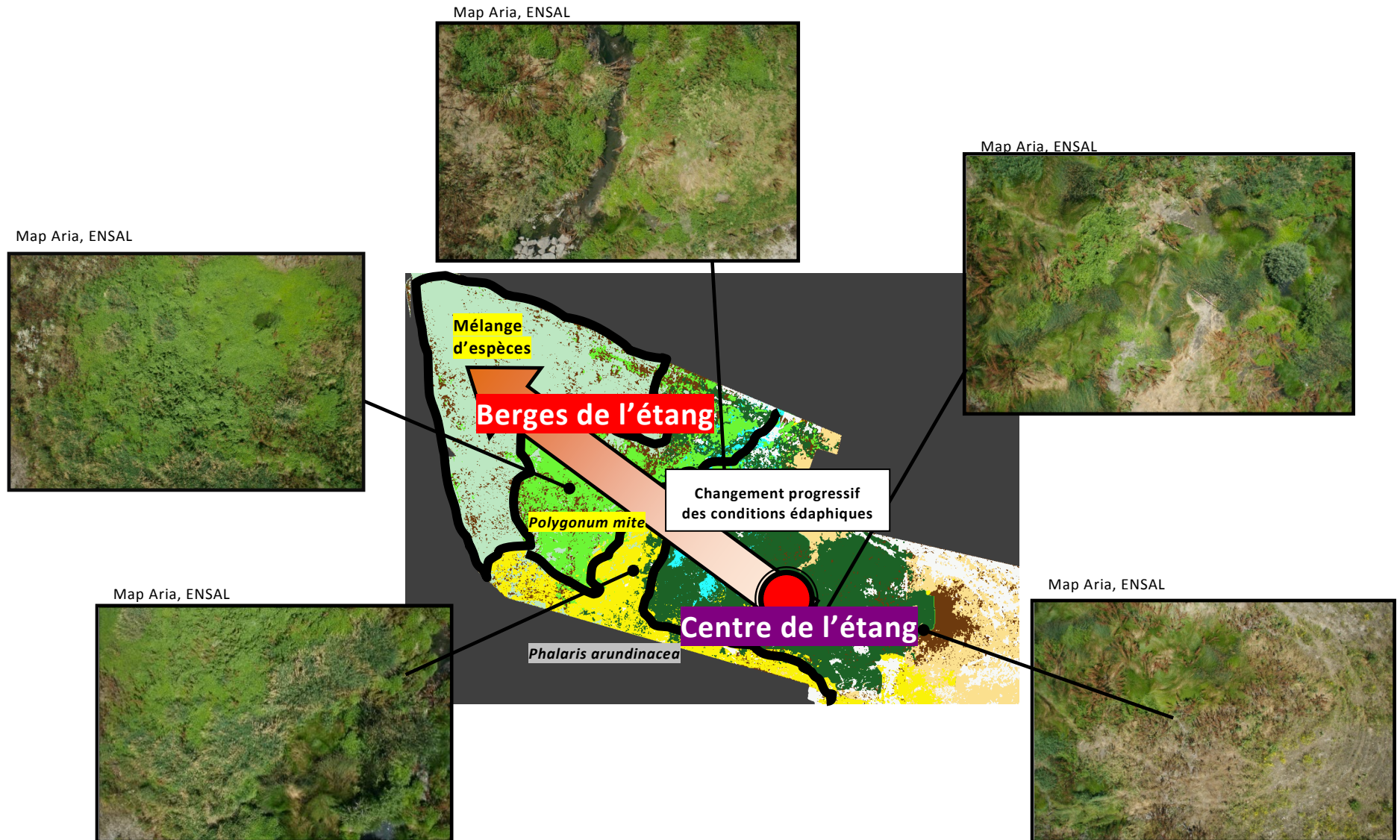


Figure C-28 Zone humide à l'entrée du bassin : agencement spatial naturel caractéristique d'un étang

2.3.3.3 Relation entre distribution de la végétation et contamination métallique

La carte présentant les teneurs métalliques en Zn dans les cinq premiers cm du sol [Figure C-29] souligne le niveau de contamination élevé de l'ouvrage dans son ensemble¹⁶. Ainsi, la plupart des zones du bassin présente une teneur en zinc supérieures à 750 mg/kgMS. Dans les zones les plus contaminées (environ 2500 mg/kgMS), on ne remarque pas la dominance d'une espèce particulière. Les espèces qui se développent dans cette zone sont les mêmes que celles qui se développent dans la zone prairie moins contaminée avec une densité de végétation similaire. Les conclusions sont les mêmes si l'on considère la répartition spatiale de la contamination en cuivre ou en plomb au sein de l'ouvrage.

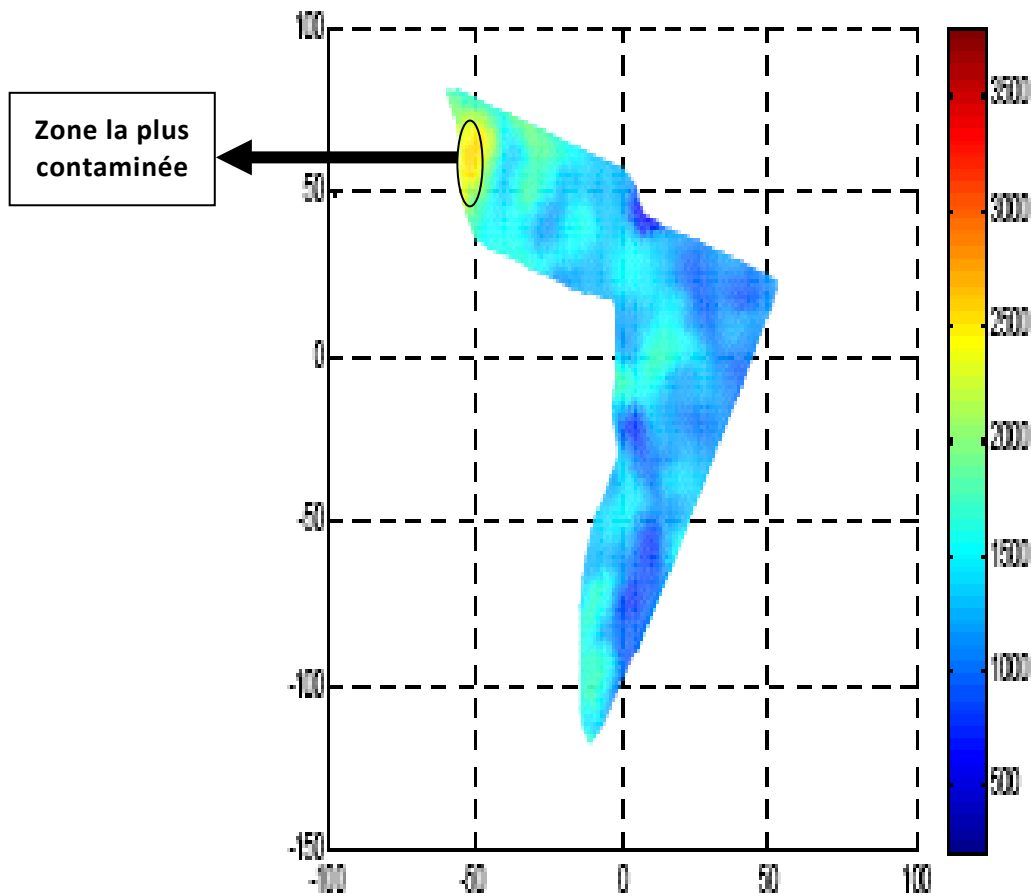


Figure C-29 Répartition de la contamination en Zn au sein de l'ouvrage (mg/kgMS) en avril 2008

Si la répartition de la végétation dans l'ouvrage dépend bien de celle de l'eau dans l'ouvrage, elle est indépendante de la contamination métallique de l'ouvrage, comme nous l'avions déjà pressenti dans le paragraphe 2.3.2.3 (§ sur la co-inertie).

¹⁶ Ces mesures ont été obtenues dans le cadre d'une campagne pluriannuelle menée par le LGCI. Les teneurs métalliques ont été mesurées dans les 5 premiers cms du sol.

2.3.3.4 Evolution de la colonisation végétale du bassin

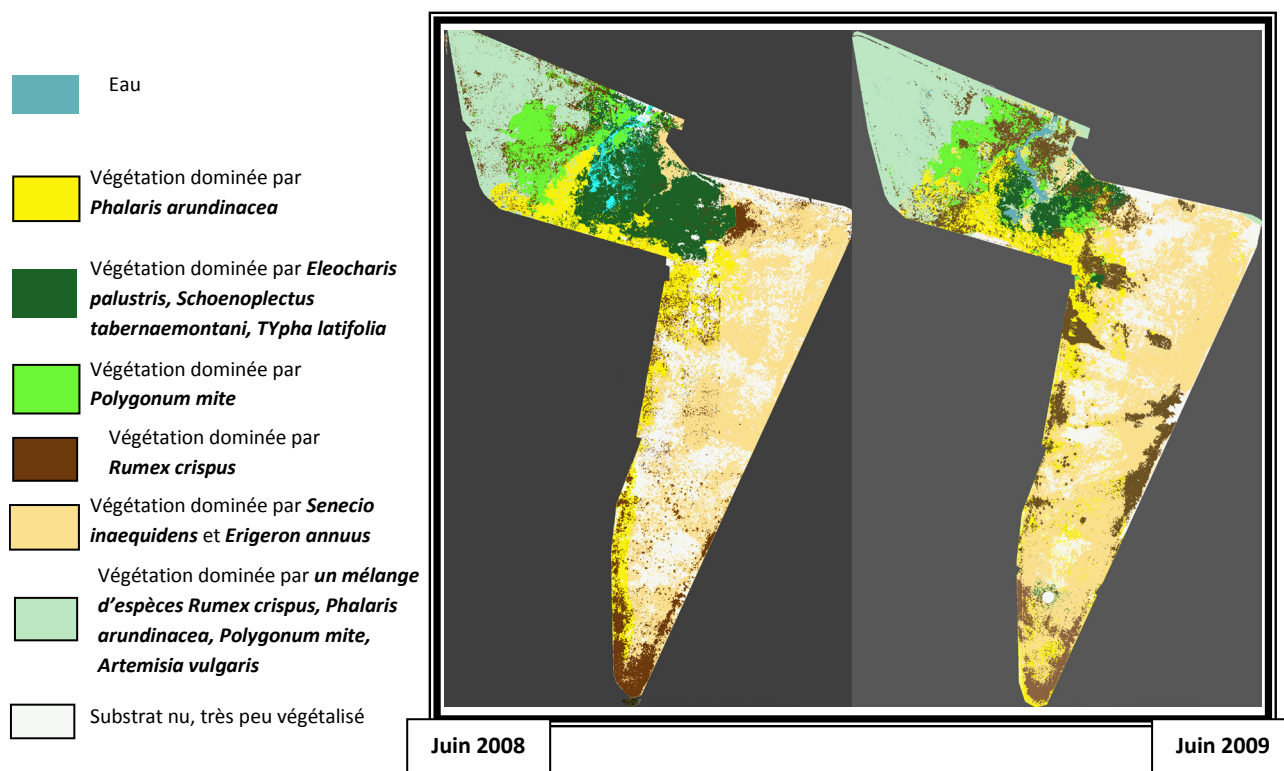


Figure C-30 Evolution des groupements de végétaux entre 2008 et 2009

La première observation repose sur la progression de la végétation dans le bassin entre 2008 et 2009 [Figure C-30]. La zone caractérisée par l'absence de végétation (zone sèche et « caillouteuse ») disparaît progressivement. Sa surface diminue de 20,0% à 14,0% de la surface totale du bassin.

Par ailleurs, on observe une évolution des groupements végétaux caractéristiques de la zone humide d'une part et de ceux caractéristiques de la zone « prairie » d'autre part :

- **Zone humide**

La surface de la zone dominée par les espèces *Typha latifolia*, *Eleocharis palustris*, *Schoenoplectus tabernaemontani* a diminué entre 2008 et 2009. Elle représente 12,5% de la surface du bassin en 2008 et 3,8% en 2009. La zone dominée par l'espèce *Phalaris arundinacea* occupe à peu près la même surface. Elle est de 9,8 % en 2008 et de 10,7% en 2009. Les zones dominées par l'espèce *Rumex crispus* représentent une part plus importante en 2009 14,4% de la surface totale en 2009 contre 9,3% en 2008). Enfin, la zone dominée par *Polygonum mite* diminue légèrement entre 2008 et 2009 représentant 5,9% de la surface du bassin en 2008 et 4,8% en 2009. La zone en périphérie présentant une densité végétale plus faible avec un mélange d'espèces tels que *Phalaris arundinacea*, *Rumex crispus*, *Artemisia vulgaris* progresse en représentant 11,5 % de la surface totale en 2008 et 16,1% en 2009.

On peut ainsi identifier une diminution de la surface colonisée par des hélophytes caractéristiques de zones immergées pendant de longues périodes voire de manière quasi permanente au profit du développement d'espèces supportant des périodes d'assèchement plus ou moins longues. La progression la plus marquée concerne les zones de dominance de l'espèce *Rumex crispus*, espèce caractéristique des prairies humides.

Cette progression peut être expliquée par le processus de succession végétale qui a lieu dans tout milieu colonisé naturellement. Les espèces pionnières laissent place à des espèces bisannuelles, puis vivaces. Mais l'évolution de la flore pourrait également être liée à l'évolution des caractéristiques édaphiques et à la capacité d'adaptation des espèces. Par exemple, *Eleocharis palustris* est une espèce sensible à l'assèchement qui peut disparaître brutalement [Bournérias *et al.*, 2002 ; Rameau *et al.*, 1989]. Il a été noté visuellement, lors de visites *in situ*, une forte diminution de l'occupation du sol par cette espèce.

- **Concernant la zone « prairie »**

La surface de la zone dominée par *Senecio inaequidens* et *Erigeron annuus* augmente progressivement entre 2008 et 2009. Elle passe de 29,9 % en 2008 à 35.1% en 2009. Cette évolution peut être due à la colonisation progressive de certaines espèces qui peuvent se développer massivement au détriment d'autres espèces. Cette colonisation peut s'apparenter à une invasion lorsque les espèces qui gagnent du terrain sont reconnues comme des espèces exotiques invasives.

2.3.4 Zn, Cd et Cu dans les parties aériennes des végétaux

Dans un bassin de gestion des eaux pluviales, la caractérisation de la végétation est d'autant plus importante à prendre en compte lorsqu'on évoque une des fonctions premières de ces ouvrages: stockage d'eaux pluviales contaminées avant restitution vers le milieu naturel. La diversité des espèces ainsi que la répartition spatiale de la végétation vont conduire à une production de biomasse végétale par m² hétérogène en fonction de la localisation spatiale dans le bassin. De plus, les espèces présentent des propriétés accumulatrices différentes, ce qui entraîne des concentrations en Zn, Cd et Cu dans les parties aériennes pouvant atteindre différents ordres de grandeur. Ainsi, on observe également une hétérogénéité des teneurs totales en Zn, Cd et Cu par m² lorsque l'on tient compte de la biomasse produite par m².

La Figure C-31 présente les biomasses produites et les teneurs métalliques au sein des parties aériennes par m². Elle permet de proposer les conclusions suivantes :

- Les quadrats q14, q25 et q18 situés dans la zone humide se caractérisent par les biomasses produites par m² atteignant près de 2kg/m² pour q14. Ces biomasses élevées s'expliquent par la densité élevée de végétation dans ces zones mais également par la capacité de production de biomasse des espèces hygrophytes et hélophytes. Ces mêmes zones présentent les teneurs en Cd, Cu et Zn les plus élevées dans les parties aériennes/m².
- Les quadrats q4, q1 et q8, situés au cœur de la zone « prairie » se caractérisent au contraire par des biomasses sèches très faibles, seulement 34g de masse sèche produite par m² dans le quadrat q8 (quadrat végétalisé quasi exclusivement par

l'espèce *Senecio inaequidens*). Les quantités métalliques en Zn, Cd et Cu dans les parties aériennes végétales sont très faibles, n'excédant pas la dizaine de milligrammes pour le zinc, le milligramme pour le cuivre et quelques milligrammes pour le cadmium, ce qui s'explique par la très faible biomasse végétale.

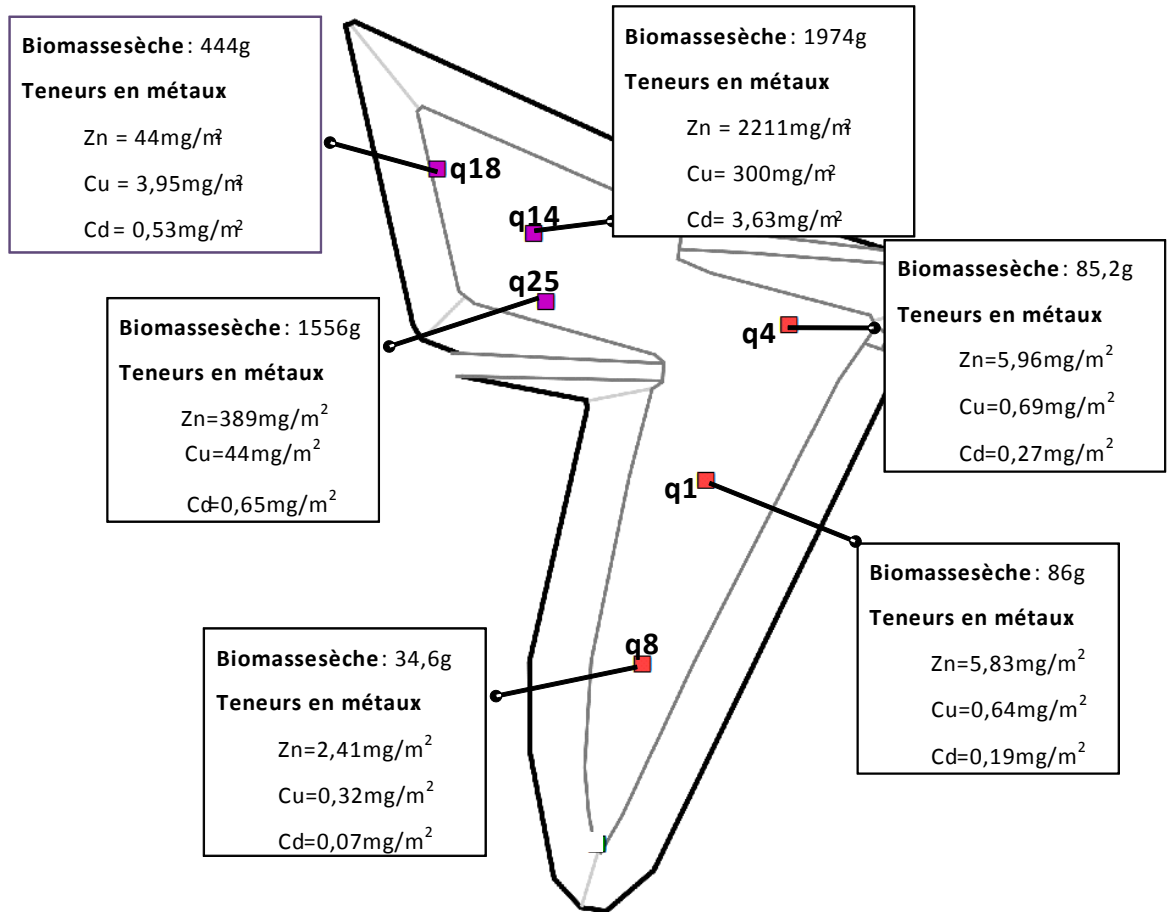


Figure C-31 Hétérogénéité dans le bassin des biomasses produites/m² et des teneurs métalliques au sein des parties aériennes/m²

Les résultats présentés portent uniquement sur les caractéristiques des parties aériennes, choix justifié par des contraintes expérimentales. Néanmoins, l'hétérogénéité soulignée tant du point de vue de la production de biomasse que de l'accumulation des métaux nous laisse présager une hétérogénéité de ces mêmes paramètres lorsque l'on s'intéresse aux parties souterraines.

Pour la suite de la thèse, nous nous intéresserons à des zones où les végétaux semblent jouer un rôle notable par accumulation des métaux et modification de leur mobilité. A la vue des résultats, les quadrats étudiés dans la zone « prairie » présentent non seulement une diversité d'espèces rendant difficile l'attribution de phénomènes physico-chimiques dans la rhizosphère à une espèce donnée mais sont également des espèces jouant un très faible rôle dans l'extraction des métaux notamment dans les parties aériennes, comme en attestent les résultats décrits ci-dessus. Nous privilégierons, pour ce bassin, des espèces de la zone humide

productrices de biomasse, qui se développent en patchs denses et qui sont pour certaines connues pour leur rôle phytoépurateur.

2.4 Que retenir de ce chapitre ?

2.4.1 Les bassins d'assainissement pluvial, des milieux de biodiversité moyenne

Dans nos travaux, on comptabilise **entre 6 et 59 espèces par bassin**. Cette diversité est comparable à celle que l'on peut retrouver dans des milieux urbains et péri-urbains, tels que des terrains vagues, des friches industrielles. Ainsi, l'étude menée par Muratet *et al.* (2007), sur un ensemble de 98 terrains vagues dont la surface va de 12 à 18263 m², compte en moyenne 39 espèces par site, avec un minimum de 5 à un maximum de 92 espèces. On peut également citer l'étude de Schadeck *et al.* (2009) qui dénombrent en moyenne 18 espèces sur des surfaces de 16 m² de friches urbaines. Dans des milieux plus extrêmes (déficience en eau et en ressources minérales) comme un mur, la biodiversité y est plus faible. Ainsi, Francis et Hoggart (2009) recensent seulement 20 espèces sur le mur bordant la rivière de la Tamise à Londres, à travers un échantillonnage sur 15 sites de 20 m de long chacun. Au contraire dans des milieux tels qu'une dune côtière, Talhouk *et al.* (2005) comptabilisent entre 38 et 54 espèces sur des surfaces de 600 m². Sur une surface moins grande, ils comptent autant voire plus d'espèces que dans notre milieu d'étude. **Dans nos bassins, la biodiversité végétale peut être considérée comme moyenne et semblable aux milieux anthropisés des zones urbaines et périurbaines.**

Par ailleurs, on ne détecte **pas de relation entre la surface du bassin et le nombre d'espèces**. Le bassin « Pierre Blanche » d'une surface de 2500 m² compte 57 espèces alors que le bassin Minerve, d'une surface de 4333 m², compte 7 espèces. **Les sites présentant le moins de diversité végétale** (Grézieu la Varenne B1, Pithioud, Minerve qui recensent 6 ou 7 espèces), sont des bassins où les **espèces dominantes sont largement connues pour former des peuplements monospécifiques**. Une espèce dite compétitive peut potentiellement, dans une communauté, éliminer les autres [Bouzillé, 2007]. Ce phénomène peut être à l'origine de l'importante perte de biodiversité dans le bassin de Minerve. Dans une étude menée sur des friches industrielles, Schadek *et al.* (2009) sont arrivés à l'hypothèse que plus la couverture végétale d'un site était dense, moins la diversité végétale y était importante. Cette observation a été faite dans des friches colonisées par des communautés d'herbacées.

Parmi les espèces végétales, on recense principalement des **espèces communes** et aucune espèce protégée. On peut ici rappeler d'autres études [Ash, 1991 ; Fransceschi, (1996) ; Dana *et al.*, 2001], qui ont déjà souligné que ces milieux abritent majoritairement des espèces communes et finalement très peu d'espèces rares.

Si l'on reprend le **classement proposé par Shimwell** (1986) cité par Ash (1991) (cf. paragraphe 1.2.3. de la synthèse bibliographique), on peut regrouper la végétation de nos bassins en **quatre grandes catégories** :

- Espèces rudérales dominées par des espèces annuelles ou bisannuelles (Pierre Blanche, Zone dite « sèche » de Django Reinhardt)

- Poacées vivaces de petite taille incluant des pelouses régulièrement tondues (Grézieu la Varenne_Bassin n°2)
- Communautés marécageuses de taille importante des rivières, canaux, lacs dominés par une variété de monocotylédones (Grézieu_bassin n°1, Minerve, Django_zone humide)
- Communautés marécageuses de faible croissance des marécages et étangs dominés par des poacées et des espèces vivaces herbacées (joncs, carex...) (Django_zone humide)

Ainsi, les bassins abritent de la **végétation rudérale** dans les milieux les plus caillouteux comme à Pierre Blanche, de la végétation caractéristique de prairies humides piétinées, voire de la végétation caractéristique de zones humides.

Si l'on considère le **processus successional de la colonisation de l'ouvrage**, on note que **Pierre Blanche ainsi que la zone sèche de Django en sont principalement au stade pionnier**, alors que le **bassin B2 de Grézieu la Varenne se situe dans la phase de transition (établissement de communautés herbacées basses)**. A Grézieu-la-Varenne, les bassins sont régulièrement tondu (au moins une fois par an), ce qui limite la possibilité de progresser dans le processus de colonisation de l'ouvrage. A Django Reinhardt, la végétalisation est relativement récente (seulement quelques années) et ce bassin en est à l'étape de l'installation d'un couvert végétal composé de plantes annuelles qui produisent de la biomasse et se disséminent de manière massive dans le bassin.

Les bassins présentant un degré de perturbation élevé, comme Pierre Blanche et la zone « prairie » de Django, sont envahis par des espèces invasives qui nuisent à la biodiversité du milieu par une prolifération massive [Kowarik, 2008]. Cependant, la zone « prairie » de Django Reinhardt et Pierre Blanche présentent des densités de végétation faibles (densité inférieure à 40%) ce qui laisse à penser que l'effet des espèces invasives ne semblent pas encore très marquées. Le milieu est de lui même suffisamment hostile pour limiter le développement d'un couvert végétal dense.

Enfin, les bassins caractéristiques de zones humides (Minerve, Grézieu B1, zone humide de Django) présentent des communautés d'hélophytes qui sont connues pour se développer massivement dans des milieux qui n'ont jusque là jamais été colonisés. Ainsi, *Phalaris arundinacea* (baldingère) est une graminée ayant un potentiel de production de biomasse très important lors de son établissement [Reinhardt Adams et Galatowitsch, 2005]. Il semblerait, selon Reinhardt Adams et Galatowitsch (2005), que la baldingère devance les autres espèces en occupant d'abord l'espace au-dessus du sol (à l'aide d'une propagation végétative¹⁷), pour ensuite s'étendre sous le sol. Elle possède notamment, comme d'autres hélophytes (*Typha latifolia*, *Phragmites australis*...), un puissant système de rhizomes qui peut rapidement se déployer.

Typha latifolia est une espèce pionnière. Cette espèce se propage très rapidement mais peut également disparaître brutalement lorsque les conditions (notamment édaphiques) changent au cours de la succession.

Certaines hélophytes comme *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* sont même considérées comme envahissantes que ce soit dans les pays de l'Est (République Tchèque) [Vymazal, 2007] ou encore aux Etats-Unis [Reinhardt Adams et Galatowitsch, 2005].

¹⁷ Propagation végétative : mode de propagation d'un organisme dans lequel la reproduction sexuée n'intervient pas, c'est à dire production de nouveaux individus sans aucun processus sexué, par exemple, le bouturage

Les espèces dominantes des bassins ont des exigences écologiques relativement proches, hormis pour la disponibilité en eau. Les espèces dominantes se développent généralement sur des sols relativement riches en nutriments, voire très riches en nutriments. La richesse en nutriments dans des bassins de gestion des eaux pluviales s'explique naturellement par le dépôt de matières en suspension véhiculées par les eaux pluviales.

Par contre, en ce qui concerne la disponibilité en eau, on a pu relever aussi bien des espèces dominantes perxérophiles (*Senecio inaequidens*), que des espèces héliophytes (*Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*,...). On peut ainsi avoir un aperçu de la large gamme des conditions hydriques que l'on peut retrouver dans des bassins d'assainissement et plus globalement dans un milieu urbain. Cette variabilité de conditions hydriques peut notamment être due à la conception de l'ouvrage. Nous avons vu pour Django Reinhardt que la topographie naturelle du bassin jouait un rôle considérable dans l'écoulement de l'eau et ainsi sur le recouvrement et la nature de la végétation. On peut retrouver des végétaux caractéristiques de milieux aux exigences hydriques très hétérogènes au sein d'un même bassin. On a enfin montré que l'agencement spatial naturel de la végétation rappelait celui d'un étang.

D'autres ouvrages comme Minerve ont été conçus de manière à toujours maintenir une lame d'eau dans le bassin. Ainsi, le niveau topographique est plus faible au centre du bassin que sur les côtés. Cependant, la topographie du fond du bassin peut évoluer en fonction du temps notamment suite à l'accumulation hétérogène de sédiments dans l'ouvrage. On a pu observer, au cours de visites lors de l'été 2008, un assèchement de ce site et il est possible que l'ouvrage connaisse une évolution vers un système « sec » avec évolution des conditions hydriques et indirectement de la végétation.

Les plantes représentent de très bons indicateurs des caractéristiques édaphiques du sol (état hydrique, disponibilité en nutriments, caractéristiques topographiques) [Reynaud-Bauverie, 1936 ; Godefroid, 2001]. Nous pouvons suggérer que les principaux facteurs expliquant la répartition de la végétation dans notre étude sont la nature du sol (caillouteux, limoneux, riche en matière organique), la disponibilité en eau mais également la disponibilité en nutriments (azote et phosphore, liés à la matière organique).

2.4.2 Une méthodologie peu utilisée dans ces ouvrages

L'approche phytosociologique pour l'étude de la végétation est utilisée depuis longtemps [Reynaud-Bauverie, 1936] mais est peu appliquée aux milieux artificiels tels que les bassins d'assainissement. Ces milieux sont très peu considérés par les phytosociologues car leur pertinence apparaît limitée aux premiers abords vis à vis de la biodiversité.

Néanmoins, l'utilisation de la phytosociologie peut apporter des informations essentielles lorsque l'on s'intéresse au devenir des contaminants dans un bassin végétalisé :

- **La détermination des espèces dominantes** permet d'identifier les espèces qui sont potentiellement aptes à supporter les perturbations induites par le fonctionnement d'un bassin de gestion des eaux pluviales : variation des flux hydriques, dépôts hétérogènes (et indirectement hétérogénéité des teneurs en nutriments), contamination du milieu.

- Lorsque l'on travaille à l'échelle de l'alliance végétale, on peut déterminer leurs habitats caractéristiques et ainsi identifier à l'avenir quels sont les grands groupements de végétaux qui sont susceptibles de coloniser le milieu à partir des principales caractéristiques édaphiques du milieu (disponibilité en eau, disponibilité en nutriments, sol caillouteux, limoneux...).
- Grâce au coefficient d'abondance-dominance, on peut également obtenir des renseignements sur **l'organisation naturelle de la végétation au sein d'un bassin**. Les espèces qui colonisent d'amont en aval le bassin de Minerve sont des espèces qui sont identifiées dans la littérature pour avoir un rôle dans la décontamination du milieu. Après des recherches sur les caractéristiques de chacune des espèces, il est possible d'identifier quelle configuration introduire dans un bassin en eau et de prévoir ainsi quel pourra être l'impact potentiel des végétaux sur le devenir de la contamination. Il est donc nécessaire lors de la végétalisation volontaire d'un site de trouver un équilibre entre enjeu paysager et usage fonctionnel. Il est préférable d'éviter des configurations trop élaborées qui ne sauront se maintenir.

Cependant, **l'approche phytosociologique**, fondée par Braun-Blanquet (1934) (cité par [Reynaud-Bauverie, 1936]) **présente quelques limites d'adaptation** à notre milieu d'étude :

- **L'association végétale est un concept abstrait** fondé sur des critères de ressemblance de similitude des compositions floristiques recensées sur plusieurs surfaces de végétation les plus homogènes possibles [Bouzillé, 2007]. Par une démarche comparative, il est théoriquement possible de mettre en évidence des ensembles répétitifs d'espèces auxquels on peut alors attribuer le statut particulier d'association végétale. Il s'agit en d'autres termes de rassembler des relevés de description floristique qui se ressemblent plus qu'ils ne ressemblent aux autres. Etant donné la surface relativement petite des zones d'étude, le nombre d'aires d'échantillonnage de la flore, il est parfois délicat de définir une alliance précise, démarche se basant sur la reconnaissance d'espèces caractéristiques, d'espèces compagnes et d'espèces différentielles¹⁸.
- Il est énoncé dans la méthode de Braun-Blanquet, que l'inventaire floristique doit être réalisé sur une surface homogène. Dans des bassins où le degré de perturbations et l'hétérogénéité des conditions édaphiques peuvent être relativement importants (comme à Django), **la définition de surface homogène est parfois difficile à identifier**. Ce bassin présente de nombreuses zones de transition. Dans des bassins de grande surface, la photographie aérienne peut être un outil peut être plus adapté pour identifier directement les grandes typologies de végétation. A cette échelle, les photos aériennes ont montré qu'elles permettaient facilement de mettre en évidence l'organisation de la végétation. Cette méthode demande cependant d'avoir au préalable identifié les principales espèces dominantes et d'avoir mené des visites *in situ* pour faciliter l'interprétation de ces prises de vue. Cette méthodologie ne permet pas d'avoir accès à certaines informations comme la biodiversité.

¹⁸ Espèce caractéristique : Espèce exclusivement présente dans une association spécifique.

Espèce différentielle : Taxons liés préférentiellement à une association.

Espèce compagne : Taxons présents dans de nombreux groupements, mais peuvent présenter parfois une signification précise (écologique, géographique, dynamique).

2.4.3 Choix des zones pour la suite de la démarche de la thèse

L'étude phytosociologique de la flore présente dans les bassins d'infiltration et de rétention a permis de sélectionner des espèces pour l'étude des interactions entre plantes et horizons de surface (10 premiers cms du sol). Pour cette étude physico-chimique, deux orientations sont proposées :

Orientation a. Effet du contexte géochimique sur l'accumulation métallique par la plante et sur la spéciation chimique du Zn, Cd et Cu sous un couvert végétal.

Nous avons recensé certaines espèces dominantes présentes dans plusieurs bassins étudiés. Ceci nous permet d'étudier les paramètres édaphiques sous un même couvert végétal dans des contextes géochimiques différents. *Typha latifolia* est une espèce dominante dans Django, Minerve et Pithioud. *Phragmites australis* est dominante dans Grézieu B1 et Minerve. Dans une moindre mesure, on recense également *Phalaris arundinacea* à Minerve et Django ou encore *Schoenoplectus tabernaemontani* à Minerve, Django et Pithioud ou enfin *Polygonum mite* à Pithioud et Django. Mais ces trois espèces se définissent par une plus faible abondance dans au moins un des bassins.

Nous avons choisi l'étude des propriétés de mobilité et d'accumulation des métaux dans les zones colonisées par *Phragmites australis* dans les bassins de Grézieu (B1) et Minerve. En effet, cette espèce est connue pour avoir un impact sur le devenir des métaux notamment par accumulation [Ye *et al.*, 1997a ; Vymazal, 2007].

Orientation b. Effet de l'espèce végétale sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface, l'accumulation métallique dans les plantes et la mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu.

Pour étudier plus spécifiquement cet effet, nous devons nous situer dans un contexte géochimique homogène, c'est-à-dire dans un bassin présentant des zones homogènes. Le bassin Django Reinhardt répond à cet objectif. Il présente une organisation en couches végétales successives depuis l'entrée du bassin.

Les espèces *Phalaris arundinacea*, *Eleocharis palustris* et *Typha latifolia* présentent des coefficients d'abondance/dominance de 5. Le bassin a déjà fait l'objet de nombreuses études qui permettent d'avoir des données géochimiques abondantes sur des paramètres majeurs et polluants métalliques dans des zones non colonisées par les végétaux.

Nous pouvons ainsi profiter de ces connaissances et apporter des informations complémentaires sur l'évolution de ces caractéristiques sous couvert végétal.

Nous avons ainsi sélectionné trois aires de la zone humide de Django colonisées par trois espèces différentes faisant partie des plus abondantes.

Le chapitre suivant va décrire l'approche et les résultats obtenus dans l'étude à l'échelle de l'espèce (1m²).

Chapitre D Interactions entre espèces végétales et caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface

Nous rappelons les deux objectifs principaux de cette partie :

- **Améliorer la connaissance des caractéristiques édaphiques et géochimiques sous un couvert végétal dans les ouvrages d'assainissement pluvial**
- **Etudier la mobilité potentielle et l'accumulation des métaux lourds présents dans l'horizon de surface colonisé par les plantes**
- **Etudier l'influence du stade de croissance des plantes sur les caractéristiques physico-chimiques**

Sommaire du chapitre D

| | | |
|-----------------|--|------------|
| PARTIE 1 | MATERIEL ET METHODES | 127 |
| 1.1 | APPROCHES METHODOLOGIQUES | 127 |
| 1.2 | STRATEGIE DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES DES ECHANTILLONS | 131 |
| 1.2.1 | Analyse des végétaux | 132 |
| 1.2.2 | Analyses physico-chimiques des horizons de surface | 133 |
| 1.2.3 | Analyse de la mobilité du zinc, cadmium et cuivre dans l'horizon de surface | 135 |
| 1.2.4 | Analyse complémentaire : bilans de masses à l'échelle du m ² | 136 |
| 1.3 | ANALYSE STATISTIQUE DES RESULTATS | 136 |
| 1.3.1 | Analyse par composantes principales (ACP) | 136 |
| 1.3.2 | Analyse statistique paramétriques et non paramétriques | 137 |
| PARTIE 2 | ETUDE DE LA MOBILITE METALLIQUE ET L'ACCUMULATION DU ZN, CD ET CU PAR LE ROSEAU | 139 |
| 2.1 | CARACTERISATION DES CONTEXTES GEOCHIMIQUES | 140 |
| 2.1.1 | Gradient métallique et organique | 140 |
| 2.1.1.1 | Différences entre bassins | 141 |
| 2.1.1.2 | Evolution saisonnière | 141 |
| 2.1.2 | Caractérisation physique : texture et teneur en eau | 142 |
| 2.1.2.1 | Différences entre bassins | 142 |
| 2.1.2.2 | Evolution saisonnière | 142 |
| 2.1.3 | Paramètres chimiques | 143 |
| 2.1.3.1 | Teneurs en carbonates et pH | 143 |
| 2.1.3.2 | Teneurs en éléments majeurs | 143 |
| 2.1.3.3 | Teneurs en azote et phosphore total | 144 |
| 2.1.3.4 | Réactivité du matériau : CEC et évolution des teneurs en ions | 146 |
| 2.2 | MOBILITE DU ZN, CD ET CU DANS LES HORIZONS DES DEUX BASSINS ETUDIES | 147 |
| 2.2.1 | Mobilité du cadmium | 148 |
| 2.2.2 | Mobilité du zinc | 149 |
| 2.2.3 | Mobilité du cuivre | 150 |
| 2.3 | CROISSANCE ET DYNAMIQUE D'ACCUMULATION DU ROSEAU | 151 |
| 2.3.1 | Croissance de la plante | 151 |
| 2.3.1.1 | Taille du roseau | 151 |
| 2.3.1.2 | Rapport C/N et teneurs en azote dans la plante | 152 |
| 2.3.2 | Dynamique d'accumulation du Zn, Cd et Cu par le roseau | 153 |
| 2.3.2.1 | Comparaison des teneurs entre bassins | 153 |
| 2.3.2.2 | Répartition des métaux entre parties aériennes et parties souterraines | 155 |
| 2.3.2.3 | Evolution saisonnière de l'accumulation métallique | 155 |
| 2.3.3 | Relation mobilité potentielle et accumulation dans les plantes | 156 |
| 2.4 | QUE RETENIR DE CE CHAPITRE ? | 157 |
| | | 125 |

| | | |
|---|---|------------|
| 2.4.1 | Signature d'un matériau anthropique colonisé par l'espèce <i>Phragmites australis</i> | 157 |
| 2.4.2 | Evolution des caractéristiques physico-chimiques | 158 |
| PARTIE 3 EFFET DE L'ESPECE VEGETALE SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES D'UN HORIZON DE SURFACE ANTHROPIQUE | | 161 |
| 3.1 | METHODOLOGIE SPECIFIQUE A CE CHAPITRE | 161 |
| 3.1.1 | Questions spécifiques | 161 |
| 3.1.2 | Dynamique de croissance des plantes | 161 |
| 3.1.2.1 | Tailles et poids frais maximaux des espèces | 161 |
| 3.1.2.2 | Evolution du rapport C/N | 162 |
| 3.2 | SIGNATURE PHYSICO-CHIMIQUE DES HORIZONS DE SURFACE | 163 |
| 3.2.1 | Caractéristiques principales des horizons végétalisés | 165 |
| 3.2.1.1 | Paramètres physiques | 165 |
| 3.2.1.2 | Paramètres chimiques | 166 |
| 3.2.2 | Paramètres contrôlant directement la mobilité potentielle : carbonates, matière organique | 171 |
| 3.2.2.1 | Un milieu fortement carbonaté | 171 |
| 3.2.2.2 | Un milieu très enrichi en matière organique | 172 |
| 3.2.3 | Evaluation de la réactivité chimique du matériau et des échanges ioniques | 174 |
| 3.2.3.1 | Capacité d'échange cationique | 174 |
| 3.2.3.2 | Variation saisonnière des teneurs en anions | 174 |
| 3.2.4 | Bilan physico-chimique par zone | 175 |
| 3.3 | DYNAMIQUE D'ACCUMULATION DU ZN, CD, CU PAR LES 3 ESPECES VEGETALES | 176 |
| 3.3.1 | Evolution des concentrations métalliques dans chaque espèce | 176 |
| 3.3.1.1 | <i>Typha latifolia</i> | 176 |
| 3.3.1.2 | <i>Phalaris arundinacea</i> | 177 |
| 3.3.1.3 | <i>Eleocharis palustris</i> | 179 |
| 3.3.1.4 | Hiéarchisation des espèces en fonction des concentrations en Zn, Cd, Cu | 180 |
| 3.3.2 | Bilans de masse de la répartition des métaux au moment du pic de croissance de la plante | 181 |
| 3.4 | MOBILITE POTENTIELLE DU CADMIUM, ZINC ET CUIVRE | 183 |
| 3.4.1 | Etude détaillée de la mobilité métallique en fonction de l'espèce et de la saison | 183 |
| 3.4.1.1 | Une forme échangeable négligeable pour le zinc, cadmium et cuivre | 183 |
| 3.4.1.2 | Mobilité du cadmium | 184 |
| 3.4.1.3 | Mobilité du zinc | 185 |
| 3.4.1.4 | Mobilité du cuivre | 186 |
| 3.4.2 | Relations entre mobilité potentielle et teneurs métalliques accumulées par la plante | 187 |
| 3.5 | QUE RETENIR DE CE CHAPITRE ? | 189 |
| 3.5.1 | Des paramètres stables et peu sensibles au développement du couvert végétal | 189 |
| 3.5.2 | Les paramètres plus sensibles au développement de la végétation | 189 |
| 3.5.3 | Une mobilité métallique dépendant de plusieurs facteurs | 191 |

Partie 1 Matériel et méthodes

1.1 Approches méthodologiques

La réponse aux deux objectifs de cette partie nécessite une démarche expérimentale basée sur une méthodologie rappelée dans la Figure D-1 :

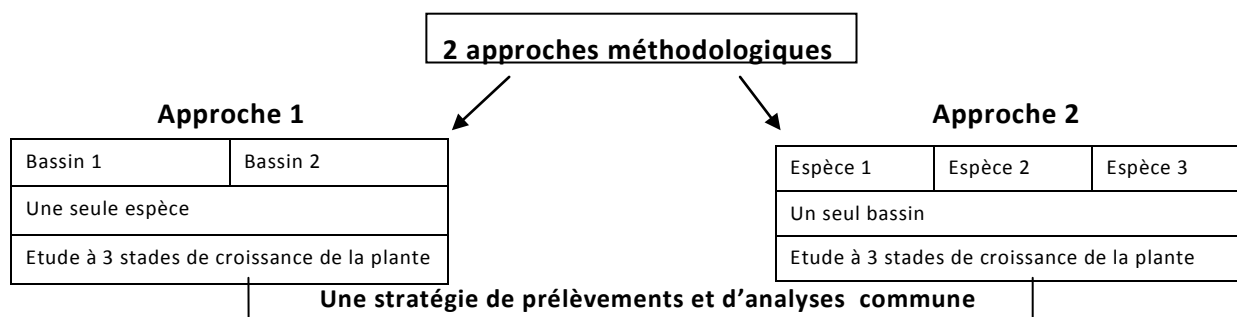


Figure D-1 Double approche méthodologique pour la stratégie de prélèvements

▪ Approche méthodologique n°1

La méthodologie repose sur le suivi des caractéristiques physico-chimiques d'un horizon de surface colonisé par l'espèce *Phragmites australis* dans deux contextes géochimiques différents (deux bassins différents) [Figure D-2]. Les deux sites, « Minerve » et « Grézieu-la-Varenne », sont situés de part et d'autre de l'agglomération lyonnaise, « Minerve » à l'est et « Grézieu » à l'ouest. A l'est, la géologie est marquée par des dépôts fluvioglaciers très carbonatés. A l'ouest, les terrains sont essentiellement composés de gneiss et granite. Lors de la conception du bassin de Grézieu la Varenne, 20 cms de graviers ainsi qu'une couche de sable ont été introduits. Une géomembrane placée sous cette couche empêche l'infiltration des eaux. Outre cet aspect, les bassins diffèrent notamment par la surface et la nature du bassin versant, la surface du bassin. Le filtre de roseaux de Grézieu-la-Varenne est un bassin de rétention dont les eaux sont ensuite acheminées vers 2 autres bassins de rétention placés à l'aval puis vers le milieu récepteur (ruisseau). Le bassin de Minerve permet de réinfiltrer directement les eaux dans la nappe souterraine. Une tranchée filtrante a été construite le long du bassin afin de permettre aux eaux de s'infiltrer. Dans le reste du bassin, un matériau argileux a été introduit lors de la conception du bassin.

Ces deux bassins présentent tous deux, des zones de forte dominance du roseau, *Phragmites australis*. Nous avons ainsi sélectionné deux zones dans lesquelles le roseau forme un peuplement monospécifique avec un coefficient d'abondance-dominance de 5. *Phragmites australis* est une espèce connue [Pevery et al., 1995 ; Weis, 2004 ; Vymazal et Kropfelova, 2005 ; Duman et al., 2007 ; Lee et Scholz, 2007 ; Lesage et al., 2007 (a et b) ; Vymazal, 2007 ; Liu et al., 2009 ; Wang et al., 2009 ; Vymazal et al., 2010 ; Vymazal, 2011b], d'une manière générale, pour :

- aérer le matériau en développant son réseau de rhizomes.
- contribuer à la diminution de la charge organique des eaux chargées en favorisant le développement de micro-organismes qui participent au processus de minéralisation de la matière organique.

- accumuler et fixer les métaux lourds.
- diminuer la charge en azote et phosphore d'eaux chargées, notamment par absorption de ces éléments.



Figure D-2 Photos de sites de Minerve et Grézieu-la-Varenne

▪ Approche méthodologique n°2

La seconde approche méthodologique, reposant sur l'étude de l'effet de l'espèce végétale sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface et la mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu, a été menée dans le bassin d'infiltration nommé « Django Reinhardt » d'une surface de 8112 m².

La dynamique de colonisation végétale de ce bassin est décrite dans le chapitre C.

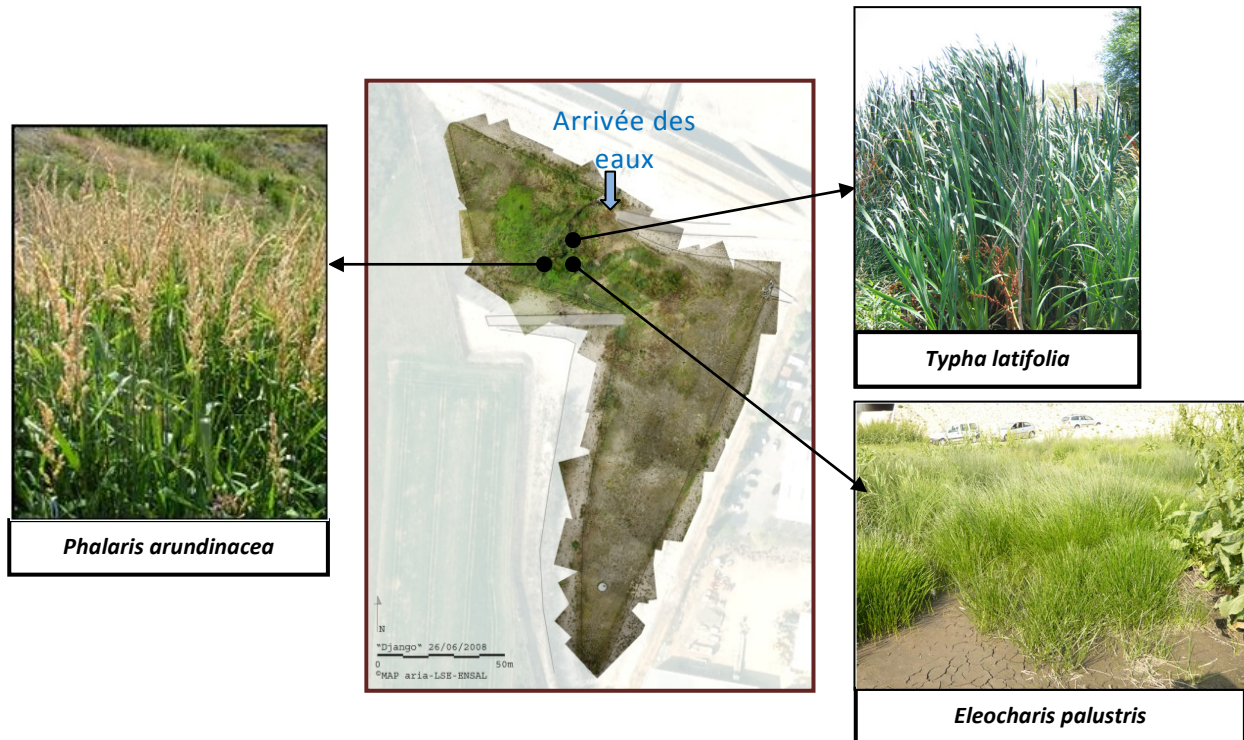


Figure D-3 Localisation des prélèvements dans la zone humide de Django

Dans le but d'étudier l'effet de la végétation sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface, notre stratégie de prélèvements a répondu à trois critères [Figure D-3] :

1. Prélever trois espèces dominantes de trois familles différentes susceptibles d'induire des caractéristiques physico-chimiques différentes au sein de la rhizosphère.
2. Prélever des espèces de la zone humide. En effet, dans la zone prairie, les espèces dominantes sont mélangées à d'autres espèces et il en devient difficile d'appréhender leur impact direct sur l'évolution physico-chimique de l'horizon de surface. Les espèces dominantes de la zone humide située à l'entrée du bassin forment au contraire des peuplements monospécifiques. Cette organisation spatiale garantit ainsi d'étudier l'effet d'une espèce spécifique sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon.
3. Prélever l'horizon de surface dans trois zones proches l'une de l'autre pour diminuer au maximum la variabilité spatiale des propriétés physico-chimiques de l'horizon de surface.

Ainsi, le choix a porté sur les trois espèces suivantes : *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* et *Eleocharis palustris* et sur leur support de croissance (sédiment colonisé ou horizon de surface). *Typha latifolia* a été très étudiée dans la littérature ; à l'inverse, on recense très peu d'études sur l'espèce *Eleocharis palustris*.

Typha latifolia

Typha latifolia fait partie de la famille des **typhacées**. Cette espèce pousse préférentiellement sur des sols gorgés d'eau voire présentant une lame d'eau constante d'environ 20 cms [Bournérias, 2002]. Cette espèce vit dans des milieux particulièrement nutritifs. On la retrouve ainsi dans les milieux dits eutrophes [Bournérias, 2002 ; Royer *et al.*, 2006 ; Calheiros *et al.*, 2008].

Par contre, lorsqu'elle s'implante naturellement, elle **peut coloniser très rapidement le milieu** et empêcher la colonisation d'autres espèces, par son importante taille et biomasse et en déployant son réseau de rhizomes qui vient étouffer les systèmes racinaires voisins ainsi que par son importante taille et biomasse [Grace et Wetzel, 1998]. *Typha latifolia* a principalement fait l'objet d'études sur sa **capacité à absorber les métaux dans le sol** et à les stocker préférentiellement au sein de ses parties souterraines et notamment de ses rhizomes [Manios, 2003 ; Blake *et al.*, 1984 ; Calheiros *et al.*, 2007 ; Duman *et al.*, 2007 ; Sasmaz *et al.*, 2008 ; Calheiros *et al.*, 2008 ; Calheiros *et al.*, 2009]. Elle a également fait l'objet d'études sur sa capacité à absorber les nutriments [Maddison *et al.*, 2009].

Phalaris arundinacea

Phalaris arundinacea fait partie de la famille des **poacées**. Cette espèce qui peut être considérée comme invasive en Europe de l'Est (République Tchèque, [Vymazal, 2011b ; Spyreas *et al.*, 2010]) est considérée comme indigène en Europe et notamment en France. Souvent utilisée à des fins ornementales dans les jardins privés, elle est **de plus en plus connue pour ses capacités à réduire la contamination métallique des eaux pluviales**.

Cette espèce supporte les variations de flux hydriques. Elle peut vivre dans des milieux présentant une lame d'eau qui s'assèchent périodiquement. Les études scientifiques s'intéressant à cette espèce portent d'une part sur sa stratégie de colonisation d'un milieu [Vymazal et Kropfelova, 2005 ; Dward *et al.*, 2006 ; Spyreas *et al.*, 2010] et d'autre part sur sa capacité à concentrer les métaux et les nutriments au sein de ses rhizomes et des parties aériennes (tiges+feuilles) [Vymazal *et al.*, 2010 ; Vymazal, 2011b].

Eleocharis palustris

Eleocharis palustris fait partie de la famille des **cypéracées**. Cette famille est l'une des plus représentatives des zones humides. Cette espèce se développe dans des zones présentant une lame d'eau constante [Rameau *et al.*, 1989 ; Bournérias *et al.*, 2002 ; Royer *et al.*, 2006]. **Elle supporte mal les cycles d'assèchement/humidification**. Il s'agit d'une espèce pionnière qui peut disparaître rapidement d'un milieu si elle ne trouve pas des conditions de croissance adaptées ou qu'elle rentre en compétition avec une espèce qui présente une stratégie de colonisation massive, notamment à l'aide d'un réseau de rhizomes très développé. Cette espèce a **principalement fait l'objet d'études botaniques** qui se concentrent sur ses exigences écologiques et sa répartition dans le monde. Cependant, peu d'auteurs se sont penchés sur son interaction avec le sol et encore moins sur sa capacité d'accumulation des métaux lourds.

Les études scientifiques se sont plutôt concentrées sur l'espèce *Juncus effusus* appartenant à la même famille. Mais, cette espèce n'a pas été recensée au cours de l'inventaire.

1.2 Stratégie de prélèvements et d'analyses des échantillons

Une attention particulière a été portée sur l'évolution temporelle et la croissance de la plante. Pour chaque approche décrite précédemment, nous avons réalisé trois prélèvements situés à trois stades de croissance de la plante : **en juin** (phase de pleine croissance), **en août** (pic de croissance), **en décembre** (phase de sénescence de la plante).

La Figure D-4 présente les analyses réalisées sur l'horizon de surface et les plantes.

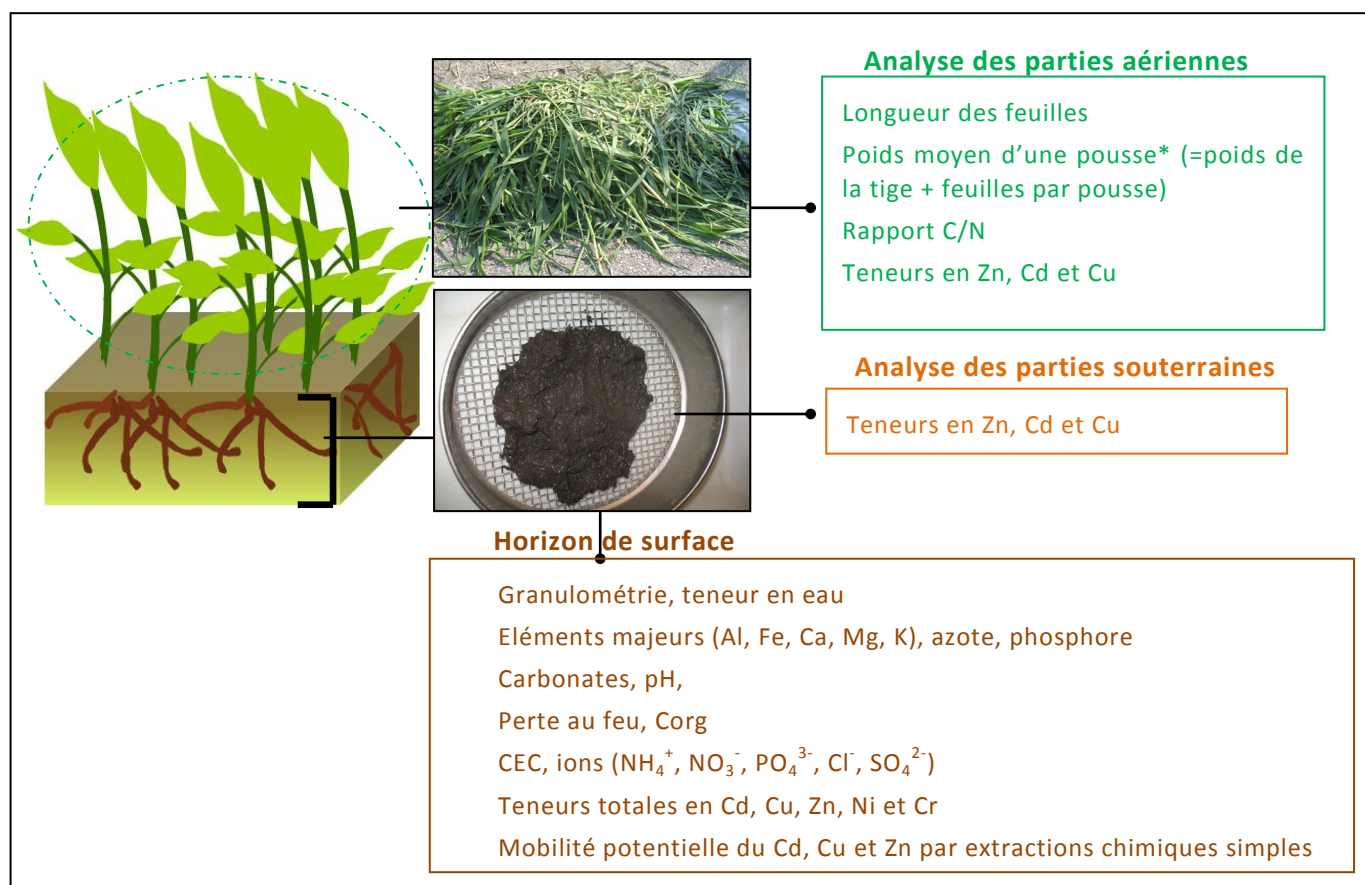


Figure D-4 Analyses réalisées

Précision de vocabulaire

Pour citer les plantes, nous emploierons d'une part le terme « parties aériennes » pour évoquer l'ensemble « feuilles + tiges » et d'autre part le terme « parties souterraines » pour évoquer l'ensemble « rhizomes + racines ».

Nous nommerons « horizon de surface » les 10^{ers} cms du sol sur lesquels sont réalisées les analyses physico-chimiques. De plus, les parties souterraines sont principalement contenues

dans cette couche de 10cm. Le prélèvement plus profond de ces parties souterraines était trop délicat. Ce terme sera occasionnellement remplacé par « sol » par souci d'allègement.

1.2.1 Analyse des végétaux

- **Analyses spécifiques aux parties aériennes**

Suivi *in situ* de la taille de la plante

La croissance des espèces a été suivie sur le terrain en sélectionnant une dizaine de pousses par zone lors du premier prélèvement saisonnier. Ces pousses ont été marquées et mesurées *in situ* lors des trois prélèvements.

Cette mesure étant soumise aux aléas climatiques, à chaque date de prélèvement, une dizaine de pousses ont été prélevées au hasard dans la zone d'étude et mesurées ultérieurement une fois ramenées au laboratoire.

Poids moyen de la partie aérienne/pousse et teneur en eau des parties aériennes

Cette mesure a été réalisée sur l'ensemble « tige + feuilles » sur des plantes qui n'étaient pas coupées. Elle est réalisée sur une dizaine de pousses lors de chacun des trois prélèvements.

Teneur en carbone organique et azote dans les parties aériennes

C : Norme ISO 10694, mesure réalisée par combustion sèche (laboratoire César)

N : Norme ISO 18378, mesure réalisée par combustion sèche après chauffage à 900°C en présence d'oxygène gazeux. Volatilisation ou oxydation de l'ensemble des composés minéraux ou organiques. Après transformation de toutes les formes d'azote en N₂, dosage de la teneur totale en azote mesurée par conductibilité thermique.

Teneur en eau

La mesure de la teneur en eau a été réalisée par pesée de la masse fraîche de végétaux (m_{humide}), séchage de ces végétaux à 105°C pendant 24h puis pesée ultérieure des végétaux secs (m_{sec}).

La teneur en eau est ainsi calculée suivant la formule : $t_{\text{eau}} = (m_{\text{humide}} - m_{\text{sec}}) / m_{\text{sec}}$

- **Analyse commune aux parties aériennes et souterraines**

Teneurs en métaux

Après lavage des parties aériennes et souterraines puis séchage pendant 24 h à 105°C, les végétaux sont broyés dans un mortier en agate. Une prise d'essai de 0,5 g de MS est ensuite attaquée par 8 ml HNO₃ et 2 ml H₂O₂, et minéralisée au four micro-ondes, type CEM (Mars 5) [Sterckeman *et al.*, 2004]. Après filtration sur papier filtre sans cendres Prolabo (filtration moyenne du minéralisat), puis ajustement dans une fiole de 25 mL avec HNO₃ [0,1 M], les métaux sont mesurés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (mesure au four) [appareil Hitachi Z8200]. Tous les réactifs sont de qualité Normapur (Prolabo) pour analyses de traces. En ce qui concerne l'évaluation de la teneur en métaux au sein des parties aériennes, il est nécessaire d'analyser un nombre important de feuilles. En effet, Weis *et al.*

(2003) ont détecté une variabilité des teneurs métalliques mesurées au sein de différentes feuilles d'une même pousse de *Phragmites australis*. Il faut donc analyser un ensemble de feuilles et mesurer des triplicats afin de vérifier la reproductibilité des résultats.

1.2.2 Analyses physico-chimiques des horizons de surface

Les analyses physico-chimiques ont été réalisées sur l'horizon de surface tamisé à 8 mm.

De nombreuses études portant sur la contamination métallique dans ces matériaux réalisent les mesures chimiques sur du sédiment tamisé à 2mm en supposant que les particules fines présentent les teneurs métalliques les plus élevées. Des mesures préalables ont montré qu'il n'y avait pas de différences dans les résultats suivant un tamisage à 2 ou 8 mm.

▪ Mesure de la granulométrie des particules solides

Nous avons mesuré la texture du matériau après désagrégation des particules par ultrasons à l'aide d'un granulomètre-laser [Mastersizer de Malvern Instruments]. Avant de réaliser la mesure par granulométrie laser, un tamisage à 1,6mm de quelques grammes d'échantillon sec est effectué. Le principe de la granulométrie laser repose sur la diffraction de la lumière par les particules. Le granulomètre-laser permet ainsi de connaître les proportions volumiques des différentes classes de taille de particules constituant un matériau solide. Sa gamme de précision s'étend de 0.02 à 2000 μm . Pour chaque échantillon tamisé, les mesures ont été réalisées sur trois prises d'essai. Les paramètres d'agitation et de pompage sont réglés à 600 et à 1500 tours/min respectivement. Des ultrasons sont appliqués à puissance maximale afin de désagréger le sol. Le temps d'application des ultrasons nécessaire pour désagréger totalement le matériau dépend de l'horizon de surface étudié. Les échantillons de Django ont du être traités à l'aide de trois minutes d'ultrason pour désagréger la totalité des particules alors que les échantillons de Minerve et Grézieu ont seulement nécessité 2 minutes d'ultrasons.

Les diamètres d10, d50 et d90 sont utilisés pour comparer les horizons de surface.

▪ Analyses chimiques

Les analyses chimiques réalisées sont présentées dans le Tableau D-1, ci-dessous. Toutes les analyses chimiques sont réalisées en triplicats.

Tableau D-1 Synthèse des analyses chimiques réalisées sur l'horizon de surface

| ANALYSE | METHODE D'ANALYSE |
|---|---|
| Teneur en eau | Séchage d'environ 10g d'échantillon humide à 105°C pendant 24h. Le poids de la prise d'essai est évalué avant et après séchage. Teau= (mhumide-msec)/msec Norme NFX31-102/L.S.E. |
| Perte au feu | La perte au feu permet d'évaluer la teneur en matière organique dans l'horizon de surface. Combustion de 5 à 10g d'échantillon sec à 550°C pendant 2h. L.S.E. |
| Zn, Cd, Cu, Cr, Ni | Minéralisation à l'eau régale : 500mg avec ml d'acide chlorhydrique et ml d'acide nitrique Dilution dans un volume de 25 ml avec de l'eau ultra-pure puis dosage par spectrométrie d'absorption atomique (flamme ou four suivant les éléments). |
| Al, Fe, Ca, Mg, K Phosphore total | Minéralisation à l'eau régale : 1g pour 4ml d'acide chlorhydrique et 3 ml d'acide nitrique Dilution dans un volume de 50 ml puis dosage par ICP-AES Norme NF ISO 11885/laboratoire Carso |
| Calcaire total | Après ajout d'acide chlorhydrique à un échantillon de sol qui permet la décomposition de tous les carbonates présents, le volume de gaz carbonique dégagé est mesuré et comparé au volume de gaz carbonique produit par du carbonate de calcium pur. La teneur en carbonate est exprimée par la concentration équivalente de carbonate de calcium (CaCO ₃). Norme NF X 31-105/laboratoire CESAR |
| Azote total | Combustion sèche après chauffage à 900°C en présence d'oxygène gazeux. Volatilisation ou oxydation de l'ensemble des composés minéraux ou organiques. Après transformation de toutes les formes d'azote en N ₂ , dosage de la teneur totale en azote, mesurée par conductibilité thermique Norme ISO 18378/laboratoire CESAR |
| Carbone organique | Combustion sèche Norme ISO 10694/laboratoire CESAR |
| CEC | La mesure de la capacité d'échange cationique est réalisée après suspension des matériaux dans une solution d'oxalate d'ammonium (1M tamponnée à pH=7), en excès. Pour la mesure de la CEC ; l'excès d'ammonium est éliminé par lavage à l'alcool éthylique ; la CEC est ensuite déterminée par la quantité d'ions ammonium fixés par une solution de NaCl 1M. Norme NFX 31-130/laboratoire CESAR |
| Anions échangeables : SO₄, Cl, NO₃ | Extractions à l'eau déminéralisée pendant 4h avec un ratio S/L de 1/5 puis filtration à 0.45µm Analyse par chromatographie ionique avec pour éluant, un mélange de carbonates/bicarbonates. NF EN ISO 10304-1/laboratoire CARSO |
| PO₄ | Dosage par colorimétrie puis spectrophotométrie à l'aide du bleu de molybdène. Formation d'un complexe, le molybdate d'ammonium puis réduction du complexe par l'acide ascorbique, le tartre d'antimoine et de potassium et mesure de la teneur en phosphate à la longueur d'onde 880 nm, maximum d'absorption. Norme ISO 15681-2/laboratoire CARSO |

1.2.3 Analyse de la mobilité du zinc, cadmium et cuivre dans l'horizon de surface

▪ Etapes principales

La méthodologie utilisée pour étudier la mobilité potentielle des métaux est décrite dans la Figure D-5.

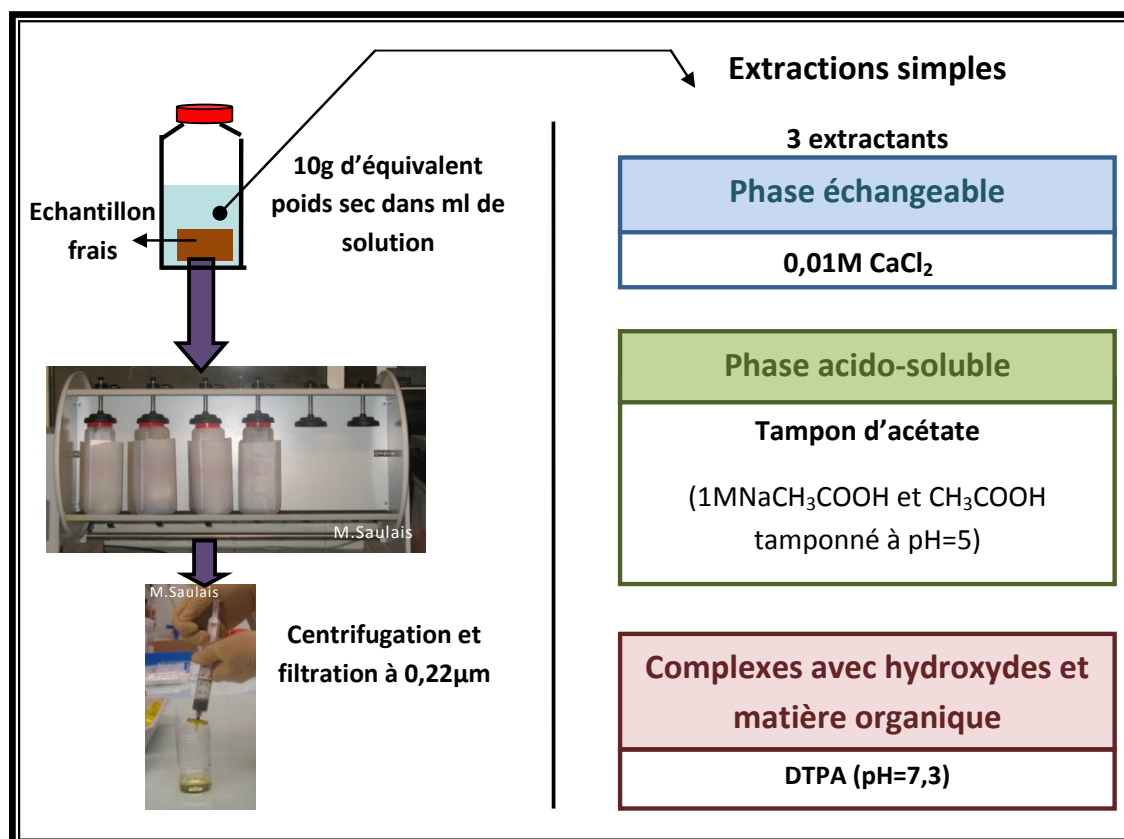


Figure D-5 Protocoles d'extractions chimiques simples

Les extractions chimiques sont réalisées parallèlement et non successivement comme des extractions sélectives (extractions chimiques simples).

Pour rappel, les extractants sont utilisés pour évaluer trois pools différents :

- l'extraction au **chlorure de calcium** est réalisée avec une solution de $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$. Elle permet la solubilisation des éléments par des réactions d'échanges cationiques.
- Le **tampon d'acétate** composé d'un mélange tamponné à pH=5 d'acide acétique et carbonate de sodium attaque les carbonates par dissolution acide.
- L'extraction au **DTPA** est réalisée à l'aide d'une solution composée de $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$ de triéthanolamine, $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ de CaCl_2 et $0,005 \text{ mol.l}^{-1}$ d'acide diéthylènetriamine-pentaacétique amenée à pH=7,3. Le temps de mélange de 7h a été choisi sur la base des résultats d'une cinétique permettant à la fois l'optimisation des teneurs extraites en Zn, Cd et Cu et la stabilisation de paramètres tels que l'absorbance UV 254 nm mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre Perkin Elmer Lambda 25, le pH, la conductivité mesurés dans les extraits liquides à la fin de l'expérience. De même, le choix du ratio 1/10 s'est fait sur la base de la littérature et de résultats d'une expérience préliminaire.

▪ Analyse ionique après extraction

Les teneurs en Zn, Cd et Cu dans les extraits liquides filtrés à 0,22 µm ont été mesurées à l'aide du spectrophotomètre d'absorption atomique [Hitachi Z8200] par mesure à la flamme ou au four selon les éléments.

En complément, un dosage des cations et anions a été réalisé sur les liquides extraits par chromatographie ionique à l'aide d'un dionex DX-100. Pour le dosage des anions (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-), le chromatographe est équipé de deux pré-colonnes NG1 et AG14 et d'une colonne AS14. L'éluant utilisé est un mélange de carbonate de sodium (Na_2CO_3 ; $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ mol.l}^{-1}$) et d'hydrogénocarbonate de sodium (NaHCO_3^- ; $10^{-3} \text{ mol.l}^{-1}$). Pour le dosage des cations (NH_4^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+), le chromatographe est équipé de deux pré-colonnes de type NG1 et CG12 et d'une colonne CS12. L'éluant utilisé est l'acide méthane sulfonique ($\text{CH}_3\text{SO}_3\text{H}$; $20 \cdot 10^{-3} \text{ mol.l}^{-1}$). L'annexe 8 présente les teneurs en ions mesurées dans les extraits liquides.

1.2.4 Analyse complémentaire : bilans de masses à l'échelle du m^2

Les concentrations en Zn, Cd et Cu (mg/kgMS) ont été mesurées dans les parties souterraines, parties aériennes et horizon de surface. En complément, un bilan massique a été réalisé en tenant compte de la masse que représente chaque compartiment. Il permet ainsi d'avoir une idée de la répartition des métaux dans les 3 compartiments (parties aériennes, parties souterraines, horizon de surface).

Pour chaque espèce végétale, la masse sèche de l'ensemble des parties aériennes prélevée sur une surface de 1m^2 a été pesée, puis la teneur en eau a été calculée.

En parallèle, une estimation de la masse sèche de sol et de parties souterraines dans un volume de 10 cm de hauteur et de 1m^2 de surface a été réalisée. Un échantillon composé du mélange « horizon de surface + parties souterraines » a été prélevé sur le terrain. En laboratoire, la séparation du sol et des parties souterraines s'est faite dans un premier temps sur l'échantillon humide en l'immergeant dans un volume d'eau. La décantation permet une première séparation des particules. Après un premier tri grossier séparant sol, cailloux et parties souterraines, les échantillons sont séchés à 105°C , après évaporation totale de l'eau et obtention d'échantillons totalement secs, le tri est finalisé et les pesées sont réalisées.

On obtient ainsi la masse totale sèche de sol, cailloux, parties souterraines (rhizomes + racines) et débris de végétaux dans un volume donné de surface 1m^2 et de hauteur 10 cm.

1.3 Analyse statistique des résultats

1.3.1 Analyse par composantes principales (ACP)

Les analyses multivariées permettent d'analyser les informations contenues dans des tableaux regroupant de nombreuses données (grand nombre d'observations X grand nombre de variables). L'ACP révèle des interrelations entre caractéristiques physico-chimiques et propose une description de la population apte à suggérer une structure. Cette analyse consiste à trouver la meilleure représentation du nuage de points dans un sous espace vectoriel.

Nous avons utilisé l'analyse en composantes principales (ACP) centrée et normée : les données sont transformées en les centrant au centre de gravité (on enlève à toutes les mesures d'une variable la moyenne de cette variable) et on les norme (on divise les données par l'écart-type de la variable considérée).

- La projection des variables sur un premier plan factoriel autrement appelé cercle de corrélations permet de déterminer les corrélations ou anticorrélations entre variables. Le plan factoriel est défini par deux axes factoriels.
- La projection des individus sur le même plan factoriel permet de visualiser les regroupements ou oppositions entre les individus sur un plan factoriel et l'influence des paramètres quantitatifs sur cette répartition.

Ces analyses ont été réalisées sous R avec le package ADE₄.

1.3.2 Analyse statistique paramétriques et non paramétriques

- **Comparaison de moyennes**

Selon le chapitre, l'effet de différents facteurs a été testé :

- Pour le chapitre concernant l'effet des paramètres édaphiques sur la mobilité du Zn, Cd et Cu d'une part et sur l'accumulation du Zn, Cd et Cu d'autre part, l'effet croisé « bassin*saison » a été testé.
- Pour le chapitre concernant l'effet de la plante sur les paramètres physico-chimiques de l'horizon de surface et le devenir des métaux, l'effet croisé « espèce*saison » a été testé.

Ces analyses ont été réalisées à l'aide d'une ANOVA non hiérarchisée avec répétitions.

Les comparaisons de moyennes sont réalisées avec des tests d'hypothèse. L'hypothèse nulle (H_0) de ces tests est l'égalité des moyennes, l'hypothèse alternative (H_1), leur inégalité. Si l'hypothèse H_0 est rejetée, alors les moyennes sont considérées comme différentes.

Pour pouvoir réaliser ces tests, deux hypothèses sur les données doivent être systématiquement vérifiées : l'hypothèse de normalité des résidus vérifiée par un test de Shapiro Wilk et l'hypothèse d'égalité des variances (homoscedasticité) vérifiée par un test de Levene. Lorsque le test d'ANOVA est valide, un test de Tukey est mené *a posteriori*.

Lorsque l'effet croisé des 2 facteurs n'est pas significatif, un test ANOVA a été mené sur chaque facteur séparément.

Lorsque la condition de normalité des résidus n'est pas respectée, un test non paramétrique de Kruskal Wallis, est réalisé.

- **Etude des corrélations entre paramètres quantitatifs**

L'étude des corrélations est réalisée à l'aide du test de Pearson lorsque les distributions des paramètres étaient normales. Lorsque le critère de normalité n'est pas respecté, le test de Spearman a été utilisé.

Partie 2 Etude de la mobilité métallique et l'accumulation du Zn, Cd et Cu par le roseau

La structure du chapitre est présentée dans la Figure D-6. L'hypothèse de ce chapitre repose sur le fait que le contexte géochimique varie selon l'apport de matières en suspension d'origine anthropique dans le milieu. Les deux paramètres qui permettront de caractériser cet apport de particules entraînées par les eaux pluviales sont principalement la teneur en matière organique et les métaux.

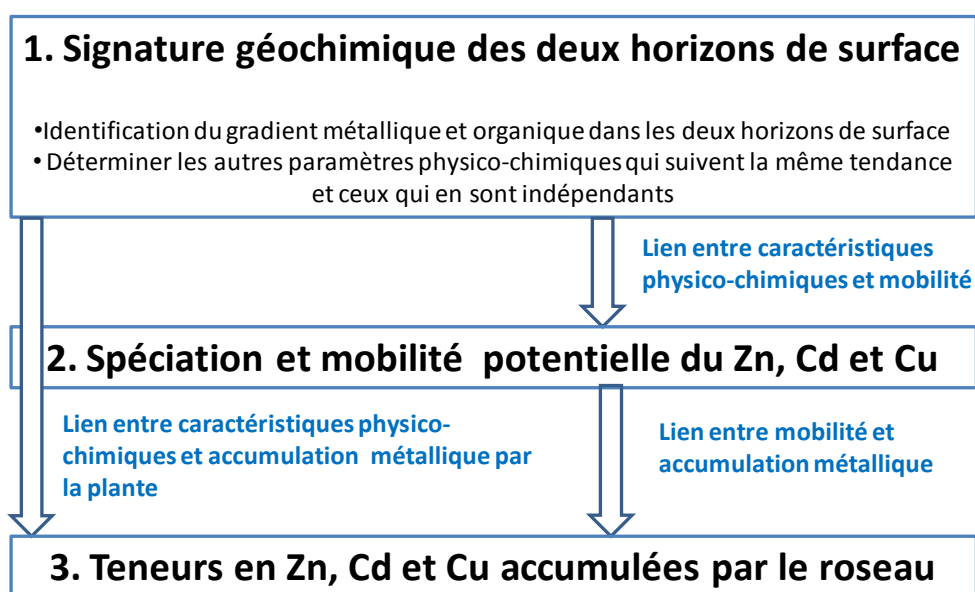


Figure D-6 Structure de la partie

Précision de vocabulaire

Dans cette partie, nous utiliserons abusivement les termes « bassin » et « saison » lorsque nous étudierons les évolutions des paramètres physico-chimiques notamment dans le cadre des analyses statistiques. Le facteur « saison » permet de distinguer les prélèvements de juin, d'août et de décembre. Dans les parties « signature géochimique » et « mobilité du Cd, Cu et Zn », le facteur « bassin » désigne l'horizon de surface prélevé à Minerve et l'horizon de surface prélevé à Grézieu. Dans la partie « détermination des teneurs en Zn, Cd et Cu dans le roseau », le facteur « bassin » désigne le roseau qui se développe dans le bassin de Minerve et le roseau qui se développe dans le bassin de Grézieu.

2.1 Caractérisation des contextes géochimiques

Nous allons débiter par la caractérisation des contextes géochimiques en s'intéressant non seulement aux ordres de grandeur des différents paramètres physico-chimiques mais également à leur variabilité saisonnière [Figure D-7].

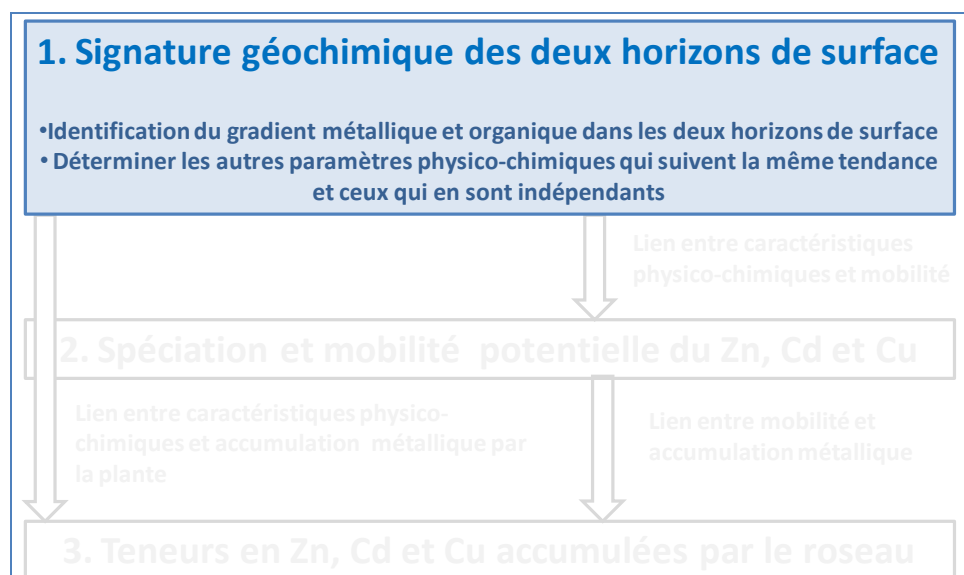


Figure D-7 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 1^{er} volet

2.1.1 Gradient métallique et organique

Tableau D-2 Evolution saisonnière de la teneur en matière organique et des teneurs métalliques

| | Date de prélèvement | Perte au feu | COT (g/kgMS) | Zn (mg/kgMS) | Cd (mg/kgMS) | Cu (mg/kgMS) |
|--------------------|---------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| Minerve | Juin | 3,4 _{+/-0,1} | 10,5 _{+/-0,6} | 81 _{+/-0} | 0,12 _{+/-0,00} | 20,4 _{+/-1,2} |
| | Août | 2,6 _{+/-0,2} | 6,5 _{+/-1,8} | 70 _{+/-0} | 0,11 _{+/-0,01} | 19,7 _{+/-0,9} |
| | Décembre | 2,7 _{+/-0,1} | 4,9 _{+/-0,7} | 80 _{+/-0} | 0,24 _{+/-0,01} | 19,6 _{+/-0,8} |
| Grézieu la Varenne | Juin | 11,1 _{+/-0,3} | 39,2 _{+/-15,4} | 253 _{+/-18,5} | 0,23 _{+/-0,01} | 43,5 _{+2,0} |
| | Août | 13,2 _{+/-0,5} | 67,9 _{+/-6,1} | 318 _{+/-41,1} | 0,28 _{+/-0,04} | 56,6 _{+/-6,9} |
| | Décembre | 12,3 _{+/-0,6} | 72,8 _{+/-6,7} | 403 _{+/-11} | 0,44 _{+/-0,01} | 76,8 _{+/-1,7} |

L'ANOVA montre qu'il y a un effet croisé « bassin *saison » sur l'évolution de ces paramètres mais des analyses détaillées vont révéler que les différences sont principalement dues au facteur « bassin ».

2.1.1.1 Différences entre bassins

A **Grézieu-la-Varenne**, l'horizon de surface se caractérise par une perte au feu élevée, supérieure à 10%, ainsi que par une teneur relativement élevée en carbone organique, variant entre 39,2g/kgMS et 72,8g/kgMS [Tableau D-2]. *La perte au feu est comparable à celle mesurée par d'autres auteurs sur des dépôts urbains [Deschesne et al., 2004 ; Durand, 2003 ; Larmet, 2007 ; Murakami et al., 2008 ; Pétavy, 2007]. Les teneurs en métaux mesurées à Grézieu sont également du même ordre de grandeur que celles obtenues dans de nombreuses études menées sur des dépôts sédimentaires en milieu urbain (partie 2 de la synthèse bibliographique).*

A **Minerve**, l'horizon de surface se caractérise par **une perte au feu et une teneur en carbone organique plus faibles**. *On recense très peu d'études où une teneur en matière organique aussi faible a été mesurée dans des dépôts formés à la surface de bassins d'infiltration ou de rétention. On peut ainsi seulement citer l'étude de Pétavy (2007) qui a mesuré une perte au feu de 3% dans des dépôts formés à la surface d'un bassin d'infiltration.* Toutefois, si l'on compare la perte au feu de l'horizon de surface de Minerve d'une valeur moyenne de 3% à la perte au feu du substratum de la région lyonnaise (0,39%) qui correspond à un dépôt fluvio-glaciaire, on note un enrichissement en matière organique de l'horizon de surface qui peut être d'origine naturelle lors de la sénescence du roseau. L'horizon de surface « Minerve » présente également **des teneurs relativement faibles en Cd, Cu et Zn**. Cet horizon présente des teneurs du même ordre de grandeur que celles mesurées dans un échantillon de 580 sols français (médiane de 72 mg/kgMS de Zn, 12,4 mg/kgMS de Cu et 0,13 mg/kgMS de Cd) [Baize, 1997]. Elles sont cependant supérieures à celles mesurées dans le sous-sol de l'est lyonnais (7,9 mg/kgMS pour le cuivre et 40 mg/kgMS pour le zinc [Février, 2001]). Les caractéristiques de cet horizon sont proches de celles d'un fond géochimique.

2.1.1.2 Evolution saisonnière

A **Grézieu-la-Varenne**, les teneurs en carbone organique total augmentent entre juin et août de 39,2g/kgMS à 67,9g/kgMS. Les concentrations en Cd, Cu et Zn augmentent également entre juin et décembre. A titre d'exemple, les teneurs en zinc augmentent progressivement de 252,7 mg/kgMS (juin) à 403,3 mg/kgMS en décembre (teneurs multipliées par 1,6). On peut faire l'hypothèse d'un enrichissement lié aux dépôts anthropiques entre les prélèvements.

A **Minerve**, il n'y a pas de variabilité saisonnière de ces paramètres. L'absence d'évolution peut s'expliquer par une faible accumulation de dépôts anthropiques dans la zone de croissance du roseau.

2.1.2 Caractérisation physique : texture et teneur en eau

2.1.2.1 Différences entre bassins

Tableau D-3 Caractéristiques physiques des deux horizons

| | Date de prélèvement | Texture | | Teneur en eau |
|--------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------|
| | | d50 (μm) | d90 (μm) | (en %) |
| Minerve | Juin | 22,1 $_{\pm 0,4}$ | 112,7 $_{\pm 9,6}$ | 27,5 $_{\pm 0,5}$ |
| | Août | 21,4 $_{\pm 1,0}$ | 154,5 $_{\pm 72,9}$ | 28,3 $_{\pm 1,9}$ |
| | Décembre | 19,9 $_{\pm 0,3}$ | 104,8 $_{\pm 4,2}$ | 22,9 $_{\pm 0,3}$ |
| Grézieu la Varenne | Juin | 79,7 $_{\pm 10,9}$ | 735,7 $_{\pm 233,1}$ | 44,6 $_{\pm 0,8}$ |
| | Août | 50,1 $_{\pm 7,6}$ | 435,1 $_{\pm 62,7}$ | 51,7 $_{\pm 1,0}$ |
| | Décembre | 56,8 $_{\pm 3,3}$ | 479,7 $_{\pm 140,1}$ | 48,8 $_{\pm 0,6}$ |

La texture de l'horizon de surface de Minerve est significativement plus fine que celle de l'horizon de surface de Grézieu quelle que soit la saison [Tableau D-3 ; Anova, $p < 0,01$].

L'horizon de surface de Minerve se caractérise par une texture argilo-limoneuse avec en moyenne 8,2 % (en volume) de particules argileuses (diamètre inférieur à 2 μm), 67,5% de particules limoneuses (diamètre entre 2 μm et 50 μm) et 24,3% de particules sableuses (diamètre entre 50 μm et 1,6 mm). Le refus de tamisage à 1,6 mm est quasi-nul avec un refus de moins de 5 % (en masse). Lors de la conception de l'ouvrage, un matériau argileux a été introduit. On retrouve, 9 ans après, une texture relativement fine. Les particules les plus grossières ont été déposées dans les zones les plus en amont du bassin.

L'horizon de surface de Grézieu présente une texture plus grossière avec un pourcentage volumique de 0,3 % pour la fraction argileuse, 49% pour la fraction limoneuse et 50,7% pour la fraction sableuse. Le refus de tamisage à 1,6 mm est environ de 26%, ce qui s'explique par la présence de nombreux graviers (substrat d'origine). Les fractions importantes de limon et de sable témoignent du mélange de particules fines anthropiques et du matériau introduit lors de la conception de l'ouvrage (graviers + sable).

La teneur en eau de l'horizon de surface de Grézieu est relativement élevée quelle que soit la saison (supérieure à 44%), ce qui témoigne d'une arrivée régulière des eaux de ruissellement dans ce bassin. La teneur en eau de l'horizon de surface de Minerve est significativement plus faible malgré une texture argilo-limoneuse [Tableau D-3].

2.1.2.2 Evolution saisonnière

La teneur en eau évolue très peu en fonction de la saison quelque soit le bassin. La variabilité saisonnière est davantage liée à la texture du matériau.

Concernant Grézieu-la-Varenne, la taille des particules diminue significativement entre les prélèvements de juin et d'août. La diminution de la taille des particules s'accompagne d'une augmentation de la teneur en matière organique et des teneurs en Zn, Cd et Cu dans l'horizon de surface. Ainsi, l'évolution de la granulométrie pourrait s'expliquer en partie par l'apport de fines contaminées entre les prélèvements de juin et d'août lors d'épisodes

orageux. A Minerve, il n'y a aucune évolution de la texture de l'horizon de surface entre les trois prélèvements.

2.1.3 Paramètres chimiques

L'ensemble des paramètres chimiques généraux des deux horizons de surface sont présentées dans le Tableau D-4.

2.1.3.1 Teneurs en carbonates et pH

Différences entre bassins

La teneur en carbonates est quatre fois plus élevée dans l'horizon de Grézieu-la-Varenne. Les teneurs en carbonates sont cependant globalement faibles dans les 2 horizons. Le pH de Minerve et de Grézieu est relativement alcalin (entre 6,6 et 8,2 à Minerve et entre 7,4 et 7,7 à Grézieu).

Evolution saisonnière

L'augmentation progressive du pH dans l'horizon de surface de Minerve peut être éventuellement expliquée par une diminution de la production d'acides solubles. A Grézieu, le milieu assez calcaire est tamponné et le pH est constant.

La teneur en carbonates est relativement stable dans le temps quel que soit l'horizon de surface.

2.1.3.2 Teneurs en éléments majeurs

Hormis pour le magnésium, il y a un effet croisé « bassin* saison » ou séparément des facteurs saison et bassin (lorsque les critères de l'anova avec interactions ne sont pas respectés).

Ordres de grandeur et différences entre bassins

Il n'y a pas de différence significative des teneurs en magnésium dans les deux horizons de surface. Les différences sont légèrement plus marquées pour le potassium. Enfin, les teneurs en calcium sont de 7 à 11 fois plus élevées dans l'horizon de surface de Grézieu-la-Varenne que dans celui de Minerve. Cette différence prononcée peut s'expliquer en partie par la teneur en carbonates dans l'horizon de surface

La proportion des teneurs en calcium provenant des carbonates par rapport aux teneurs totales en calcium dans l'horizon de surface a été calculée en supposant que les carbonates sont uniquement composés de calcite. Ces calculs montrent que 100% du calcium mesuré dans l'horizon de Minerve provient des carbonates.

A Grézieu, ce pourcentage varie entre 53% en décembre et 70% en juin. On peut faire l'hypothèse qu'à Grézieu la Varenne, le calcium est non seulement associé aux carbonates mais également à la matière organique. En effet, la matière organique, plus concentrée à Grézieu, présente une affinité particulière pour ce cation. L'adsorption de Ca^{2+} en présence de matière organique est favorisée [Delmas-Gadras, 2000].

Les teneurs en aluminium sont significativement différentes uniquement lors du prélèvement de juin (test de Tukey). Les teneurs légèrement plus faibles à Grézieu-la-Varenne s'expliquent par une dilution de la matière minérale du à l'apport conséquent de matière organique dans le milieu. *Si l'on compare ces teneurs en éléments majeurs à celles relevées dans la littérature dans d'autres contextes géochimiques, on peut distinguer quatre catégories : Les teneurs en magnésium sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans la littérature [Delmas-Gadras, 2000 ; Durand, 2003 ; Durin, 2006].*

Les teneurs en aluminium, potassium et fer dans les deux bassins sont inférieures à celles obtenues dans des bassins localisés dans d'autres régions de France. Ainsi, Delmas Gadras (2000), Durand (2003) et Durin (2006) mesurent des teneurs en aluminium comprises entre 50700mg/kgMS et 64000mg/kgMS, des teneurs en potassium comprises entre 20300mg/kgMS et 25800mg/kgMS et des teneurs en fer comprises entre 30200 mg/kgMS et 37700 mg/kgMS.

Les teneurs en calcium sont particulièrement élevées à Grézieu la Varenne par rapport à celles recensées dans d'autres bassins situés dans d'autres régions. Durin [2006] a relevé ainsi des teneurs en calcium de l'ordre de 10g/kgMS ce qui est 4 fois moins élevé que dans notre étude. Dans un contexte fluvio-glaciaire, la teneur en calcium peut être plus élevée. Ainsi, Larmet (2007) a détecté plus de 200 g/kgMS dans le sédiment déposé à la surface du bassin d'infiltration. En conclusion, seul le calcium présente des teneurs contrastées entre les deux bassins qui peuvent s'expliquer par une teneur en carbonates et en matière organique plus élevée.

Evolution saisonnière

L'évolution saisonnière des teneurs en éléments majeurs ne présente pas de tendance générale. Globalement, il n'y a pas d'évolution saisonnière marquée des teneurs en éléments majeurs. L'évolution saisonnière de ces paramètres ne différencie pas les deux bassins.

2.1.3.3 Teneurs en azote et phosphore total

Ordres de grandeur et différences entre bassins

La teneur en azote total est significativement plus élevée à Grézieu-la-Varenne, horizon le plus organique, quelque soit la saison ($p_{\text{Kruskal-Wallis/bassin}}=3*10^{-4}$). Il n'y a par contre aucun effet « saison » significatif ($p_{\text{Kruskal-Wallis/saison}}=0,7$) [Tableau D-4].

La différence de teneur en phosphore total entre les deux horizons de surface est plus atténuée que pour le paramètre précédent. L'interaction « saison*bassin » a un impact significatif sur l'évolution de la teneur en phosphore comme en atteste le résultat de l'ANOVA ($p_{\text{bassin*saison}}=4,3*10^{-5}$). Le test de Tukey mené dans un deuxième temps permet de préciser que les bassins se distinguent uniquement au mois d'août et de décembre ($p_{\text{Tukey(M-G)juin}}=0,99$; $p_{\text{Tukey(M-G)août}}=2,0*10^{-4}$; $p_{\text{Tukey(M-G)décembre}}=2,2*10^{-6}$).

Evolution saisonnière

Les teneurs en azote et en phosphore sont quasiment constantes en fonction de la saison. Cette observation est valable pour les deux horizons de surface.

Tableau D-4 Paramètres chimiques généraux des deux horizons de surface

| | Date de prélèvement | Carbonates (g/kgMS) | Teneurs en éléments majeurs | | | | | Teneurs en nutriments | |
|--------------------|---------------------|---------------------|-----------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | | Mg (g/kgMS) | K (g/kgMS) | Ca (g/kgMS) | Al (g/kgMS) | Fe (g/kgMS) | P (g/kgMS) | N (g/kgMS) |
| Minerve | Juin | 11 _{+/-1} | * | 2,1 _{+/-0,1} | 4,0 _{+/-0,2} | 20,6 _{+/-1,4} | 27 _{+/-0,0} | 1.7 _{+/-0,1} | 2,1 _{+/-0,1} |
| | Août | 10 _{+/-1} | 4,4 _{+/-0,0} | 2,4 _{+/-0,3} | 4,2 _{+/-0,6} | 21,7 _{+/-1,7} | 29.4 _{+/-1,9} | 1.9 _{+/-0,0} | 2,4 _{+/-0,3} |
| | Décembre | 11 _{+/-0} | 4,1 _{+/-0,4} | 1,6 _{+/-0,1} | 3,4 _{+/-0,0} | 17,4 _{+/-0,4} | 26.7 _{+/-0,3} | 1.9 _{+/-0,6} | 1,6 _{+/-0,1} |
| Grézieu la Varenne | Juin | 57 _{+/-5} | * | 3,3 _{+/-0,1} | 32,5 _{+/-1,2} | 11,4 _{+/-1,1} | 16.6 _{+/-0,5} | 1.8 _{+/-0,0} | 3,3 _{+/-0,1} |
| | Août | 64 _{+/-2} | 4,7 _{+/-0,0} | 4,2 _{+/-0,4} | 28,8 _{+/-1,0} | 18,9 _{+/-1,9} | 23.1 _{+/-0,7} | 2.4 _{+/-0,1} | 4,2 _{+/-0,4} |
| | Décembre | 50 _{+/-6} | 5,0 _{+/-0,3} | 4,3 _{+/-0,1} | 37,7 _{+/-2,3} | 16,1 _{+/-0,4} | 25.7 _{+/-0,4} | 2.5 _{+/-0,0} | 4,3 _{+/-0,1} |

Lors de la mesure du magnésium de la première campagne de prélèvements, un problème lors du dosage () a entraîné une sous-estimation de la teneur en magnésium.

2.1.3.4 Réactivité du matériau : CEC et évolution des teneurs en ions

Tableau D-5 Evolution des teneurs en ions et CEC en fonction de la zone et de la saison

| | Date de prélèvement | NO ₃ ⁻ (mg/kgMS) | SO ₄ ²⁻ (mg/kgMS) | CEC (méq/kgMS) |
|--------------------|---------------------|---|--|-------------------------|
| Minerve | Juin | 6,9 _{+/-0,2} | 216,1 _{+/-45,4} | 82,7 _{+/-3,2} |
| | Août | 7 _{+/-0,9} | 30,4 _{+/-4,8} | 71,6 _{+/-1,3} |
| | Décembre | 6,5 _{+/-0,1} | 52,0 _{+/-6,4} | 84,4 _{+/-3,0} |
| Grézieu la Varenne | Juin | 45,5 _{+/-4,5} | 123,4 _{+/-13,3} | 118 _{+/-16,6} |
| | Août | 40,3 _{+/-1,5} | 318,9 _{+/-130,5} | 136,6 _{+/-2,7} |
| | Décembre | 52,8 _{+/-3,3} | 114,5 _{+/-82,7} | 140 _{+/-8,7} |

Différences entre bassins

Quelle que soit la saison, les teneurs en anions et la capacité d'échange cationique sont globalement supérieures à Grézieu-la-Varenne [Tableau D-5]. Cependant, globalement, les valeurs de CEC (capacité d'échanges cationiques) correspondent à des niveaux relativement faibles de capacité d'échange cationique.

Evolution saisonnière

Concernant les ions, on observe également que les teneurs en nitrates évoluent peu en fonction de la saison que ce soit à Minerve ou à Grézieu-la-Varenne. Ainsi, il n'est pas possible de détecter des fluctuations de concentration en nitrates dues notamment au processus de nitrification qui intervient lors de la dégradation de la matière organique.

A Grézieu, la concentration en SO₄²⁻ augmente très significativement en août (assorti d'une très forte variabilité). Ceci peut s'expliquer par des conditions plus oxydantes en été (sol sec, activité biologique de dégradation forte).

La CEC reste, quant à elle, relativement stable en fonction de la date de prélèvement..

2.2 Mobilité du Zn, Cd et Cu dans les horizons des deux bassins étudiés

La Figure D-8 présente plus spécifiquement le volet 2 du chapitre, qui se concentre sur l'étude de la mobilité potentielle du Zn, Cd et Cu.

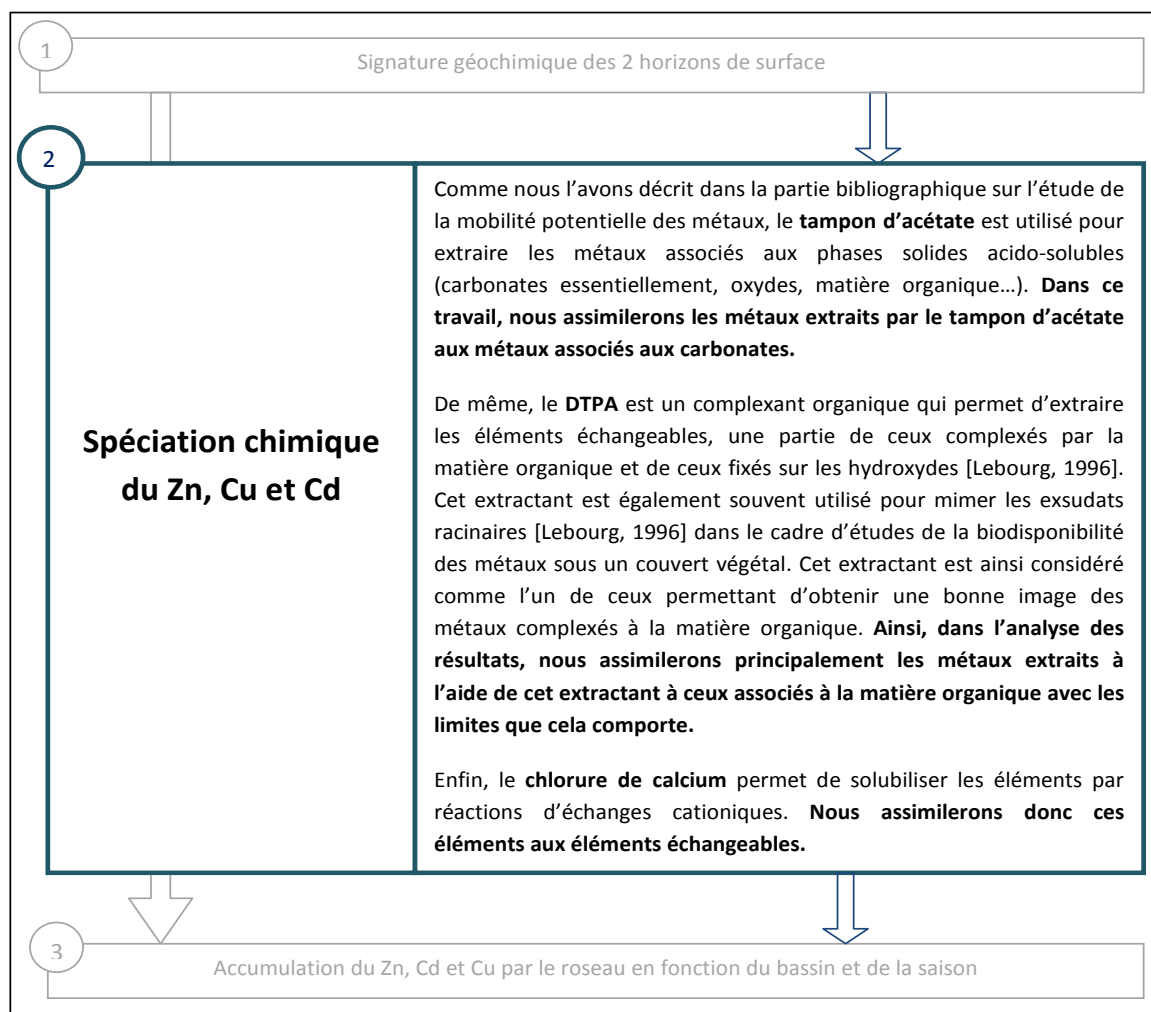


Figure D-8 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 2^{ème} volet

Les teneurs métalliques extraites par le chlorure de calcium, le tampon d'acétate et le DTPA sont présentées dans l'annexe 5.

Tableau D-6 Pourcentages métalliques extraits par les 3 extractants à Minerve et Grézieu

| | | Cd (%) | | | Cu (%) | | | Zn (%) | | |
|---------|----------|-------------------|------------------|-------------|-------------------|------------------|-------------|-------------------|------------------|-------------|
| | | CaCl ₂ | tampon d'acétate | DTPA | CaCl ₂ | tampon d'acétate | DTPA | CaCl ₂ | tampon d'acétate | DTPA |
| Minerve | Juin | 0,3 | 41,8 | 34,6 | 0,02 | 10,1 | 24,4 | 0 | 14 | 10,3 |
| | Août | 0,5 | 34,5 | 31,2 | 0,01 | 1,3 | 23,7 | 0 | 5,9 | 4,6 |
| | Décembre | 0,6 | 22,4 | 14,5 | 0,04 | 8,7 | 20,5 | 0,02 | 6,3 | 7,4 |
| Grézieu | Juin | 0 | 30,1 | 48,6 | 0,02 | 12,8 | 60,2 | 0 | 55,6 | 42,4 |
| | Août | 0 | 36,3 | 51,9 | 0,02 | 15,4 | 69,6 | 0 | 61,4 | 48,7 |
| | Décembre | 0 | 17,5 | 21,3 | 0 | 7,9 | 35 | 0 | 38,4 | 25,1 |

2.2.1 Mobilité du cadmium

D'une manière générale, les teneurs extractibles en cadmium sont très faibles quelle que soit l'horizon de surface et l'extractant avec des teneurs toutes inférieures à 0.1 mg/kgMS [Annexe 5].

Différences entre horizons de surface

Que ce soit à Grézieu ou à Minerve, le cadmium est très peu sous forme échangeable dans l'horizon de surface. Ainsi, le cadmium n'est pas sous la forme la plus mobile. Statistiquement, il n'y a pas d'effet du facteur croisé « bassin* saison » quel que soit l'extractant (tampon d'acétate, $p=0,36$ et DTPA, $p=0,17$). On peut cependant, détecter quelques différences :

A **Minerve**, le cadmium est réparti de manière quasiment égale entre les carbonates et la matière organique.

A **Grézieu**, la phase prépondérante¹⁹ sous laquelle se trouve le **cadmium** est la **phase « organique »** hormis au mois de décembre. Les pourcentages extraits par le DTPA sont particulièrement élevés, représentant près de 50% des teneurs totales dans le sédiment en juin et en août.

L'absence de cadmium sous forme échangeable dans les deux horizons de surface va à l'encontre des résultats recensés dans la littérature. Les auteurs identifient le cadmium comme un des éléments trace métalliques que l'on retrouve le plus fréquemment sous forme échangeable dans des proportions non négligeables. Ainsi, Charlesworth et al. (2005) et Stone et Marsalek (1994) évaluent la fraction échangeable du cadmium à près de 15% dans des dépôts formés à la surface de bassins d'infiltration et de rétention. Cependant, les carbonates

¹⁹ Phase prépondérante parmi les 3 phases étudiées dans ces travaux : phase échangeable, acido-soluble et organique.

De plus, il s'agit d'extractions chimiques simples et lors de l'extraction par le DTPA, complexant fort, des éléments associés aux carbonates ont pu être relargués et donc une faible part de la phase acido-soluble peut se retrouver dans l'estimation de la phase organique.

et la matière organique n'en restent pas moins considérés dans la littérature comme des paramètres pouvant contrôler la mobilité du cadmium dans les dépôts formés à la surface des bassins de rétention et d'infiltration [Charlesworth, 2005 ; Lee et al., 2005 ; Stone and Marsalek, 1994]. Il est cependant difficile d'identifier l'un de ces deux éléments comme contrôlant le mieux la mobilité du cadmium. Dans certaines études comme celles de Tokahoglu et Kartal (2006) et de Stead-Dexter et Ward (2004), le cadmium se trouve principalement sous forme acido-soluble dans les dépôts alors que dans l'étude de Charlesworth et al. (2005) et Stone and Marsalek (1994), le pool organique est prédominant.

Principales évolutions saisonnières

Concernant le **tampon d'acétate**, on assiste à une diminution de 34,5 à 22,4% et de 36,3 à 17,5 % pour Grézieu entre les prélèvements d'août et décembre [Tableau D-6]. Concernant le **DTPA**, on note une diminution de 31,2% à 14,5% pour Minerve et de 51,9% à 21,3% pour Grézieu entre les prélèvements d'août et de décembre. Ces tendances peuvent être expliquées par une évolution de la matière organique vers une matière organique plus condensée retenant plus fortement les métaux.

La différence de composition des deux substrats a peu d'impact sur la mobilité potentielle du cadmium.

2.2.2 Mobilité du zinc

Différences entre horizons de surface

Le zinc est une nouvelle fois très peu échangeable quels que soient l'horizon de surface et la saison.

On note des différences marquées de la mobilité potentielle du zinc entre les deux sites [Tableau D-6]. A Minerve, les pourcentages de Zn extraits par le tampon d'acétate et le DTPA sont tous globalement plus faibles qu'à Grézieu. Ainsi, on peut déjà observer que les carbonates et la matière organique contrôlent la mobilité du Zn dans l'horizon le plus marqué par l'apport anthropique.

A Minerve, on retrouve autant de Zn sous forme acido-soluble que sous forme organique, en précisant toutefois que le pourcentage ne dépasse pas 14% pour le tampon d'acétate et 11% pour la phase organique. **A Grézieu**, on retrouve légèrement plus de zinc sous forme acido-soluble que sous forme organique avec des pourcentages pouvant atteindre plus de 60% pour la forme acido-soluble et plus de 48% pour la forme organique.

Dans la littérature, la phase acido-soluble est considérée par de nombreux auteurs comme une des principales formes sous laquelle peut se trouver le zinc dans des dépôts urbains. Ainsi, Lee et al. (2005) ainsi que Stead-Dexter et Ward (2004) estiment à près de 50% la part de zinc associé aux carbonates. Il n'en reste pas moins l'hypothèse que la matière organique intervient également dans le contrôle de la mobilité du zinc. Ainsi, Charlesworth et al. (2005) et Stone et Marsalek (1994) estiment que le zinc peut parfois se trouver de manière prépondérante associé à la matière organique. Ainsi, Stone et Marsalek (1994) ont estimé à près de 50% la part de zinc associé à la matière organique, à l'issue d'un schéma d'extractions séquentielles et Charlesworth et al. (2005) ont mesuré des pourcentages de près de 70% pour cette phase.

Evolution saisonnière

Une nouvelle fois, on observe une diminution des pourcentages représentant les phases acido-solubles et organiques que ce soit à Minerve ou à Grézieu. Par contre, cette diminution intervient à des moments différents : **A Minerve**, il y a une diminution des pourcentages extraits par ces deux extractants entre le mois de juin et août. **A Grézieu**, que ce soit pour l'extraction par le tampon ou le DTPA, il y a une forte diminution entre août et décembre. On passe ainsi de 61,4% à 38,4% pour le tampon d'acétate et de 48,7% à 25,1% pour le DTPA.

2.2.3 Mobilité du cuivre

Différences entre horizons de surface

Les fractions extraites à l'aide du chlorure de calcium sont là encore très faibles voire nulles [Tableau D-6]. Il y a relativement peu de différence entre les bassins pour les fractions en cuivre extrait par le tampon d'acétate, cependant l'anova montre qu'il y a un effet croisé « bassin* saison » ($p=7,8 \cdot 10^{-5}$). Les différences sont plus prononcées pour les fractions en cuivre extrait par le DTPA avec des fractions qui peuvent être deux fois supérieures à Grézieu.

Dans les deux bassins, le cuivre est plus mobilisable par le DTPA que par le tampon d'acétate : **A Minerve**, le pourcentage de cuivre extrait par le DTPA est au minimum deux fois plus élevé que le pourcentage de cuivre extrait par le tampon d'acétate. **A Grézieu**, le pourcentage de cuivre extrait par le DTPA est de 4,4 à 4,7 fois plus élevé que le pourcentage de cuivre extrait par le tampon d'acétate. Dans cet horizon de surface, **le pourcentage maximal extrait par le DTPA peut atteindre près de 70%** alors que le pourcentage maximal extrait par le tampon d'acétate est de 15,4%.

Dans la littérature, la forte affinité du cuivre pour la matière organique a déjà été identifiée par de nombreux auteurs. Lors d'extractions chimiques simples ou séquentielles, de nombreux auteurs ont souligné la prédominance du pool organique pour le cuivre dans les dépôts urbains [Stone and Marsalek, 1994 ; Charlesworth et al., 2005 ; Lee et al., 2005]. Ainsi, Lee et al. (2005), Stone and Marsalek (1994) et Charlesworth et al. (2005) ont mesuré respectivement des pourcentages de plus de 50%, 65% et 80% pour la fraction organique. Même si ces valeurs ne sont pas totalement comparables du fait de la diversité des protocoles d'extraction, il n'en reste pas moins que dans tous les cas, la phase organique reste la fraction porteuse dominante pour le cuivre dans ce type de matériau.

Evolution saisonnière

L'évolution saisonnière de la spéciation métallique dépend du contexte géochimique et donc du bassin :

A Minerve, l'évolution saisonnière est propre à chaque extractant. Les teneurs en cuivre extrait par le tampon d'acétate diminuent entre juin et août passant de 10,1% à 1,3% pour augmenter à nouveau au mois de décembre (8,7%). Pour le DTPA, on ne note pas d'évolution temporelle.

A Grézieu-la-Varenne, l'évolution saisonnière est plus marquée. Que ce soit pour le tampon d'acétate ou le DTPA, il y a une forte diminution en décembre. Ainsi, entre août et décembre la fraction extraite par le tampon diminue de moitié passant de 15,4% à 7,9% tout comme pour le DTPA qui diminue de 69,6% à 35%.

2.3 Croissance et dynamique d'accumulation du roseau

Dans cette partie, nous allons, d'abord, nous intéresser à la croissance du roseau dans les deux bassins puis nous étudierons la dynamique d'accumulation du cuivre, zinc et cadmium par le roseau. Nous rappelons que nous entendons par dynamique d'accumulation du roseau l'évolution des teneurs au sein des parties aériennes et souterraines entre les trois prélèvements effectués en juin, fin août et décembre [Figure D-9].

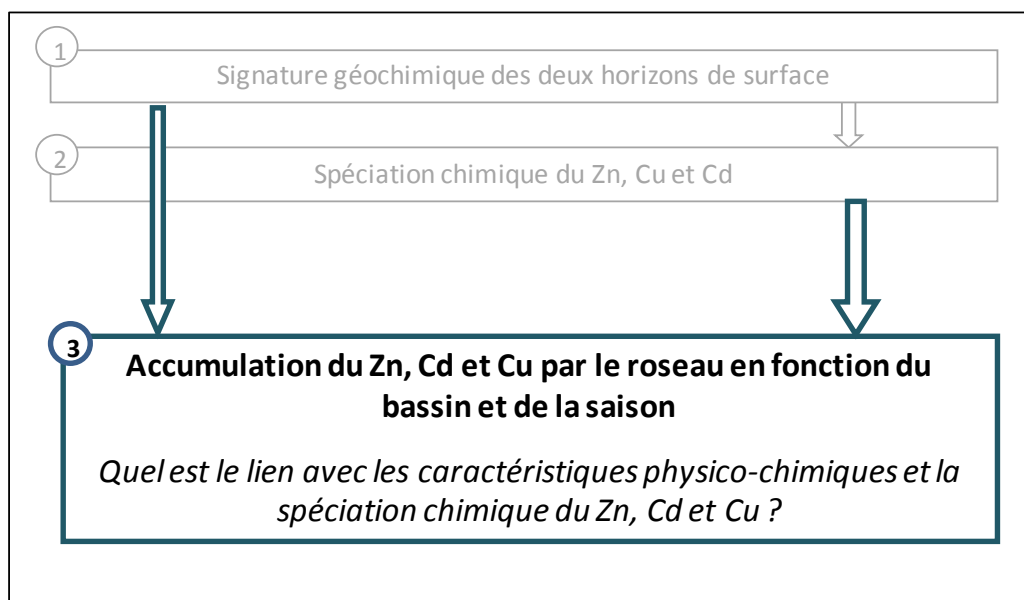


Figure D-9 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 3^{ème} volet

2.3.1 Croissance de la plante

2.3.1.1 Taille du roseau

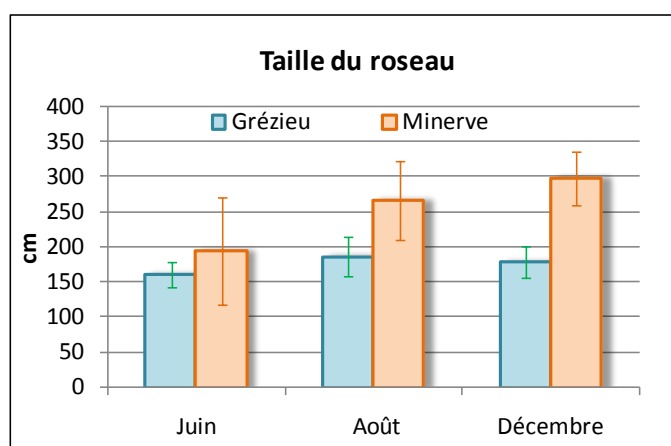


Figure D-10 Taille du roseau sur les sites de Grézieu et Minerve

La **taille du roseau** en fin de croissance est **significativement plus importante à Minerve** avec quasiment 3m à Minerve et 1,9 m à Grézieu [Figure D-10]. D'après la littérature, la taille du roseau peut varier entre 0,5 m et près de 8 m pour les formes géantes [Vymazal, 2011b].

On note notamment une augmentation progressive de la taille du roseau à Minerve entre juin et décembre alors que le roseau atteint sa taille maximum dès le mois de juin à Grézieu.

2.3.1.2 Rapport C/N et teneurs en azote dans la plante

La teneur en azote accumulée par la plante que ce soit à Minerve ou à Grézieu est relativement élevée [Tableau D-7] en comparaison à des systèmes de traitement des eaux usées étudié par Vymazal (2011a), les teneurs maximales accumulées dans le roseau sont respectivement de 19 g/kgMS dans les parties souterraines et de 23 g/kgMS dans les parties aériennes. Malgré une teneur en azote globalement plus faibles dans l'horizon de surface de Minerve (0,7 g/kgMS) que dans celui de Grézieu (4,5 g/kgMS), la concentration en azote est plus élevée en décembre dans les parties aériennes du roseau de Minerve.

La teneur en carbone dans les parties aériennes reste globalement stable (environ 45 % à Minerve et à Grézieu). L'évolution du rapport C/N dans les parties aériennes diffère selon le site. Il augmente progressivement de 20 à 46 à Grézieu-la-Varenne en raison de la diminution de la teneur en N entre 30,5 g/kgMS et 9,4 g/kgMS [Tableau D-7]. Ce rapport diminue de 39 à 15 entre août et décembre à Minerve en raison d'une augmentation de l'azote.

La perte d'azote dans les parties aériennes de roseau de Grézieu peut s'expliquer par la dégradation des parties aériennes [Kao *et al.*, 2003]. Cette perte d'azote est un critère complémentaire permettant de symboliser la sénescence de la plante entre août et décembre.

Le roseau développe à Minerve une stratégie de translocation des nutriments vers les parties aériennes. Dans la littérature, on peut recenser des études qui évoquent l'adaptation des macrophytes à la carence d'azote. Il ressort de ces études que la carence en phosphore a moins d'impact sur la croissance de la plante que la carence en azote. Lorsque le phosphore est présent en quantités suffisantes mais que l'azote manque, la plante peut privilégier l'absorption de ce dernier élément.

Tableau D-7 Teneurs en azote au sein du roseau

| | Parties aériennes (g/kgMS) | | | Parties racinaires (g/kgMS) | | |
|---------------------------|----------------------------|------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------|------------------------|
| | Juin | Août | Décembre | Juin | Août | Décembre |
| Minerve | 15,9 _{+/-0,4} | 12,1 _{+/-1,3} | 28,0_{+/-0,2} | 11,7 _{+/-1,2} | 8,9 _{+/-0,4} | 8,6 _{+/-0,2} |
| Grézieu-la-Varenne | 30,5 _{+/-2,7} | 23,4 _{+/-3,1} | 9,4 _{+/-0,7} | 5,8 _{+/-0,9} | 11,8 _{+/-0,0} | 18,4 _{+/-1,4} |

2.3.2 Dynamique d'accumulation du Zn, Cd et Cu par le roseau

2.3.2.1 Comparaison des teneurs entre bassins

Globalement, **quelle que soit la saison, les concentrations en Cd, Cu et Zn dans les parties aériennes et souterraines du roseau sont plus élevées à Grézieu** [Tableau D-8].

Les facteurs de bioconcentration sont quant à eux comparables sur les deux sites. Les phénomènes observés peuvent s'expliquer par les besoins nutritionnels de la plante. Le zinc est un oligo-élément, utilisé notamment dans la tige de la plante lors de sa croissance. Dans la limite du seuil de toxicité, la plante privilégie l'absorption de ce métal.

Il est cependant nécessaire de préciser que, quel que soit le métal, l'horizon de surface et la saison, les facteurs de bioconcentration sont faibles [Tableau D-8]. *On retrouve dans la littérature le même ordre de grandeur de facteur de bioconcentration pour les parties aériennes de cette espèce. En effet, Du Laing et al. (2009) ont mesuré des facteurs de bioconcentration pour le zinc inférieurs à 0,2 que ce soit pour la tige ou les feuilles du roseau. De même, ils ont obtenu des facteurs de bioconcentration pour le cuivre inférieure à 0,3 que ce soit pour la tige ou les feuilles et un facteur quasi nul pour le cadmium.*

Au moment du pic de croissance, Du Laing et al. (2009) mesurent environ une quarantaine de mg/kgMS de zinc au sein des feuilles, entre 40 et 140 mg/kgMS au sein des tiges pour une teneur totale de 595 mg/kgMS au sein du sédiment. Bonanno et Guidice (2010) mesurent, au moment du pic de croissance, une concentration en zinc de 14 mg/kgMS dans les racines, 33 mg/kgMS dans les rhizomes, 10 mg/kgMS dans la tige et 28.4 mg/kgMS dans les feuilles pour des teneurs totales de 10 mg/kgMS dans le sédiment. On remarque ainsi que pour des teneurs totales dans le sédiment inférieures à celles que l'on a mesuré à Minerve, le roseau présente des concentrations métalliques plus élevées. L'hypothèse d'une plus grande biodisponibilité du zinc dans ces sédiments peut expliquer en partie ce résultat.

En fin de cycle biologique, les teneurs en zinc obtenues dans les parties aériennes et racinaires du roseau de Minerve sont du même ordre de grandeur que celles mesurées par Vymazal et al. (2007) dans des systèmes de traitement des effluents municipaux avec 38.9 mg/kgMS dans le système racinaire (rhizomes + racines) et 16.4 mg/kgMS dans les parties aériennes (feuilles + tige). Hormis cet exemple, les teneurs mesurées en fin de cycle biologique dans les parties aériennes du roseau se développant à Minerve sont considérées comme relativement faibles. Dans des peuplements naturels de roseau se développant dans un milieu naturel non contaminé, Peverly et al. (1995), ont ainsi mesuré en fin de cycle biologique environ 70 mg/kgMS de zinc dans les parties souterraines et 18 mg/kgMS dans les parties aériennes. Il est cependant nécessaire de préciser que la teneur totale dans l'horizon de surface n'est pas précisée. A Grézieu, les teneurs mesurées dans les parties aériennes du roseau en fin de cycle sont supérieures aux teneurs obtenues dans les deux exemples ci-dessus.

Tableau D-8 Teneurs en Cd, Cu et Zn au sein des parties aériennes et souterraines du roseau

| | | Zn | | | | Cd | | | | Cu | | | |
|--------------------------|----------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|------------|
| | | ZnPR mg/kgMS | ZnPR/Zntot | ZnPA mg/kgMS | ZnPA/Zntot | CdPR mg/kgMS | CdPR/Cdtot | CdPA mg/kgMS | CdPA/Cdtot | CuPR mg/kgMS | CuPR/Cutot | CuPA mg/kgMS | CuPA/Cutot |
| Minerve | Juin | 79,5 | 1,0 | 14,2 | 0,2 | 0,08 | 0,7 | 0,01 | 0,08 | 18,2 | 0,9 | 2,6 | 0,13 |
| | Août | 30,0 | 0,4 | 10,0 | 0,1 | 0,04 | 0,4 | 0,01 | 0,09 | 10,1 | 0,5 | 1,6 | 0,08 |
| | Décembre | 40,0 | 0,5 | 10,0 | 0,1 | 0,06 | 0,3 | 0,01 | 0,06 | 1,6 | 0,1 | 2,0 | 0,10 |
| Grézieu la Varenne | Juin | 181,3 | 0,7 | 75,2 | 0,3 | 2,46 | 2,4 | 0,02 | 0,09 | 39,6 | 0,9 | 10,2 | 0,23 |
| | Août | 70,7 | 0,2 | 76,1 | 0,2 | 0,98 | 0,5 | 0,06 | 0,06 | 35,9 | 0,3 | 9,7 | 0,17 |
| | Décembre | 60,0 | 0,2 | 93,3 | 0,2 | 0,12 | 0,1 | 0,1 | 0,23 | 12,1 | 0,2 | 5,9 | 0,08 |

2.3.2.2 Répartition des métaux entre parties aériennes et parties souterraines

Tableau D-9 Répartition des métaux entre parties souterraines et aériennes du roseau

| | Date de prélèvement | ZnPR/ZnPA | CdPR/CdPA | CuPR/CuPA |
|--------------------|---------------------|-----------|-----------|-----------|
| Minerve | Juin | 5,6 | 8 | 6,9 |
| | Août | 3 | 4 | 6,3 |
| | Décembre | 4 | 6 | 0,8 |
| Grézieu-la-Varenne | Juin | 2,4 | 123 | 3,9 |
| | Août | 0,9 | 16,3 | 3,7 |
| | Décembre | 0,6 | 1,2 | 2,1 |

A Minerve, le **stockage se fait préférentiellement dans les parties souterraines** (hormis une exception pour le cuivre au mois de décembre) [Tableau D-9].

A Grézieu, le lieu de **stockage des métaux est beaucoup plus dépendant du métal et de la saison** : pour le **cuivre et le cadmium**, le stockage est essentiellement racinaire quelque soit la saison. On note cependant une diminution du rapport au mois de décembre. *Le cuivre est identifié dans la littérature comme un élément métallique essentiellement concentré dans les parties souterraines. On peut citer l'étude de Vymazal et al. (2007) qui ont mesuré un ratio de 2,2 dans une étude menée dans des bassins de récupération des eaux pluviales.*

Pour le **zinc**, le stockage dans les parties souterraines est privilégié en juin, en début de croissance, puis le rapport s'inverse à partir du mois d'août ce qui ne va pas dans le sens des travaux antérieurs [Bonnano et Guidice, 2010] qui soulignent un faible transfert du zinc vers les parties aériennes du roseau.

En complément, un bilan massique à l'échelle du m² a été réalisé et est présenté dans l'annexe 6.

2.3.2.3 Evolution saisonnière de l'accumulation métallique

Tout d'abord, bien que les évolutions saisonnières des teneurs en Cd, Cu et Zn dans les parties aériennes et souterraines soient significatives d'un point de vue statistique, il est nécessaire d'être prudent sur les conclusions en raison des faibles teneurs mesurées.

Que ce soit à Grézieu ou à Minerve, **les concentrations en Zn, Cd et Cu au sein des parties souterraines du roseau diminuent au fil de sa croissance** [Tableau D-8]:

Concernant le **zinc**, cette diminution se fait brutalement entre les prélèvements de juin et d'août. La concentration passe de 80 mg/kgMS en juin à 30 mg/kgMS en août. Cette diminution pourrait s'expliquer par un transfert du zinc des parties racinaires vers les parties aériennes, mais on aucune d'augmentation des teneurs n'est constatée dans les parties aériennes. On peut davantage envisager une diminution progressive de l'absorption de cet élément alors que la biomasse souterraine continue à croître.

Concernant **le cuivre**, la diminution est plus prononcée entre les prélèvements d'août et de décembre.

Enfin, concernant **le cadmium**, les teneurs sont si faibles que nous nous abstenons de commenter leur évolution saisonnière.

En ce qui concerne les concentrations au sein des parties aériennes, on observe globalement une **absence de variabilité des teneurs mesurées au cours des trois prélèvements**.

2.3.3 Relation mobilité potentielle et accumulation dans les plantes

Dans l'horizon le plus contaminé, la forte teneur en métaux entraîne un prélèvement métallique plus important par le roseau que ce soit dans les parties aériennes ou souterraines. On a également enregistré des corrélations positives entre les teneurs extraites par le chlorure de calcium, le DTPA et le tampon d'acétate et les teneurs dans les parties souterraines et dans les parties aériennes. On a vu auparavant que les métaux étaient davantage mobiles dans l'horizon le plus anthropique. Le niveau de contamination ainsi que la plus forte mobilité dans l'horizon peuvent expliquer la plus forte accumulation par le roseau.

Néanmoins, la corrélation entre l'ensemble des teneurs de métaux extractibles et les teneurs métalliques dans la plante quel que soit l'extractant, est à prendre en compte avec prudence de part la forte différence des teneurs selon l'horizon de surface. La mise en relation entre mobilité potentielle et accumulation du roseau semble peu adaptée dans des contextes chimiquement très contrastés.

2.4 Que retenir de ce chapitre ?

2.4.1 Signature d'un matériau anthropique colonisé par l'espèce *Phragmites australis*

L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'effet du contexte géochimique sur l'accumulation métallique par la plante et sur la spéciation chimique du Zn, Cd et Cu sous un couvert végétal. Nous avons travaillé sur deux zones dans deux bassins différents colonisées par la même espèce : le roseau *Phragmites australis*. Cette espèce est connue dans la littérature pour s'adapter à des conditions édaphiques contrastées : disponibilité en eau, nutriments, contamination métallique. Les sites étudiés ici présentent effectivement deux profils physico-chimiques contrastés : d'une part, un matériau naturel très minéral et non contaminé, d'autre part un matériau marqué par le dépôt de particules provenant des matières en suspension présentes dans les eaux pluviales que nous appellerons « particules anthropiques ».

On peut distinguer trois groupes de paramètres physico-chimiques :

- les paramètres chimiques qui discriminent fortement les deux horizons et caractérisent un matériau anthropique (métaux, matière organique, carbonates) ;
- les éléments majeurs et le pH qui différencient peu les horizons
- la texture qui témoigne du mélange de particules anthropiques et du substrat d'origine.

Les métaux sont potentiellement plus mobiles dans le matériau anthropique : leur mobilité est essentiellement contrôlée par leur association aux carbonates et à la matière organique. Ainsi, le cuivre associé à la matière organique peut représenter près de 70% du cuivre total. Dans le matériau non contaminé, les métaux sont davantage répartis dans les différents constituants du solide, avec des associations très stables à des phases minérales que l'on peut qualifier de phases résiduelles.

Le roseau accumule davantage de métaux dans le contexte le plus contaminé, sans toutefois présenter des facteurs de bioconcentration différent du roseau se développant dans le bassin non contaminé. On peut faire l'hypothèse que la forte concentration totale de métaux dans le bassin de Grézieu ait limité la croissance de la plante.

Après dix ans de fonctionnement du bassin de Minerve (BV de 146 ha de nature tertiaire), la zone échantillonnée est peu impactée par des apports anthropiques alors qu'après seulement 4 ans, l'horizon de surface prélevé à Grézieu (BV de 8 ha de nature résidentielle) est beaucoup plus marqué par ces apports. A Grézieu, la zone échantillonnée est située à seulement 17 m de l'entrée du bassin colonisé intégralement par *Phragmites australis*. A Minerve, la zone échantillonnée est située à 120 m de l'entrée en aval de zones colonisées par des espèces telles que *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus*,..., pouvant favoriser la rétention des particules contaminées et identifiées dans la littérature pour épurer les eaux. La complexité du cheminement de l'eau dans l'ouvrage peut conduire à des situations très hétérogènes au sein du même ouvrage. Les résultats donnés dans notre étude sont pertinents à l'échelle d'étude concernée, ie le m² influencé par la présence d'une espèce végétale. Ils ne peuvent pas permettre de donner des éléments généraux sur l'ensemble des bassins.

des conditions climatiques et de la croissance de la plante. On peut distinguer trois groupes de variabilités :

1. La taille des particules diminue de juin à décembre parallèlement à une augmentation en matière organique et métaux dans l'horizon de surface. On peut assimiler cette augmentation à l'apport des matières en suspension et de contaminants solubles provenant des eaux pluviales dans l'ouvrage. Les matières en suspension porteuses de polluants s'accumulent et décantent en raison de la gêne physique représentée par la plante en pleine croissance. Les polluants solubles sont adsorbés sur les constituants réactifs du matériau comme la matière organique ou les carbonates. La diminution de la texture peut aussi être liée à la dégradation de la matière organique forte pendant la période estivale conduisant à réduire la matière solide.
2. La période estivale est propice à des cycles d'assèchement/humidification favorisant ainsi des conditions oxydantes dans l'horizon de surface comme en témoigne la forte augmentation des teneurs en sulfates au mois d'août. Cette évolution s'accompagne d'une activité biologique plus intense en période estivale avec une dégradation de la matière organique. Nous avons noté une légère augmentation de la mobilité du cuivre et du cadmium, ce phénomène étant toutefois peu marqué.
3. Les plus fortes variabilités de la mobilité métallique et de l'accumulation des métaux par la plante sont observées lors des prélèvements de décembre, en fin de croissance de la plante.

Lors de la sénescence de la plante, les métaux deviennent moins mobiles. On note une chute des fractions métalliques extraites par le tampon d'acétate et le DTPA : en exemple, les fractions de cuivre mobilisables par le DTPA diminuent de 70% à 35%. On peut supposer que les métaux sont associés à des phases plus stables comme la phase résiduelle ou que la matière organique a évolué diminuant l'accessibilité de l'extractant aux métaux adsorbés. En effet, la matière organique issue de la chute des feuilles sur le sol est une matière organique plus condensée, peu dégradée, pouvant piéger efficacement les métaux.

En conclusion, la période hivernale semble être celle où la mobilité potentielle des métaux chute significativement dans l'horizon de surface. Cette tendance devra être confirmée par des suivis sur plusieurs années.

Partie 3 Effet de l'espèce végétale sur les caractéristiques physico-chimiques d'un horizon de surface anthropique

3.1 Méthodologie spécifique à ce chapitre

3.1.1 Questions spécifiques

La Figure D-12 présente la structure du chapitre.

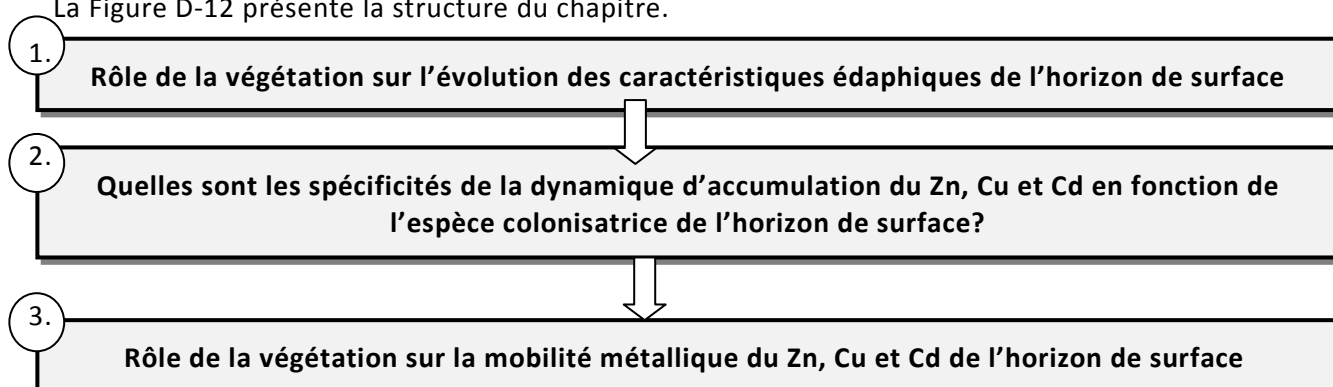


Figure D-12 Structure du chapitre

3.1.2 Dynamique de croissance des plantes

L'originalité de cette étude physico-chimique repose sur le choix des zones étudiées en fonction d'espèces dominantes se développant bien dans un bassin d'infiltration, ici Django Reinhardt, et sur la réalisation de prélèvements à des dates correspondant à un stade plus ou moins avancé de la croissance de la plante.

3.1.2.1 Tailles et poids frais maximaux des espèces

Tableau D-10 Taille des 3 espèces au moment du pic de croissance

| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> |
|---|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Longueur max de la partie aérienne (cm) | 233 _{+/-26} | 170 _{+/-14} | 84 _{+/-13} |
| Poids frais maximal (g) | 368 _{+/-70} | 18 _{+/-2} | 0,2 |
| Prélèvement où la taille et le poids frais sont les plus élevés | Août | Août | Août |

Les tailles maximales des différentes espèces sont proches des **tailles maximales identifiées dans la littérature**. Ce résultat montre que **les conditions édaphiques du milieu répondent aux exigences écologiques des trois espèces** [Tableau D-10].

La taille maximale et la biomasse fraîche maximale sont obtenues en août. On peut ainsi faire l'hypothèse que nous sommes alors proches du stade maximum de croissance. Dans la littérature, le pic de croissance de l'espèce *Phalaris arundinacea* est généralement mesuré en juillet alors que le pic de croissance de l'espèce *Typha latifolia* est plutôt repéré au mois d'août.

En décembre, on observe une diminution de la taille (*Typha latifolia* = 216 cm ; *Phalaris arundinacea* = 150 cm ; *Eleocharis palustris* : non mesurable) et une nette diminution de la biomasse fraîche (par exemple, un poids frais de 123 g dans la zone *Typha latifolia* en décembre). Cette tendance s'explique par la présence de nombreuses plantes cassées et/ou couchées sur le sol en décembre, suite à la dégradation des conditions climatiques et à la sénescence des plantes.

3.1.2.2 Evolution du rapport C/N

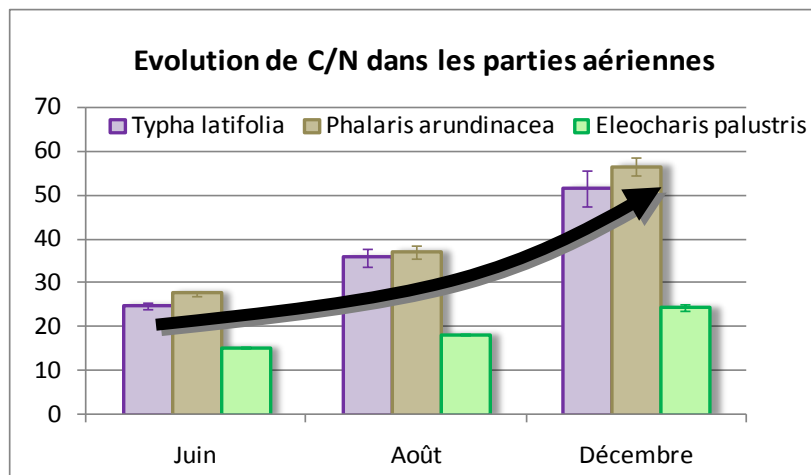


Figure D-13 Evolution du rapport C/N dans les parties aériennes des trois espèces

Nous avons observé une augmentation du rapport C/N dans les parties aériennes en fonction du stade d'avancement de la croissance de la plante, principalement pour *Typha latifolia* et *Phalaris arundinacea* [Figure D-13]. L'augmentation de ce rapport C/N correspond à une diminution de la teneur en azote dans les parties aériennes, ce qui a déjà été observé dans la littérature pour des espèces macrophytes [Duarte, 1992]. Ainsi, la concentration en azote diminue de 16,5 g/kgMS à 9,2 g/kgMS pour *Typha latifolia*, elle diminue de 16,1 g/kgMS à 8,4 g/kgMS pour *Phalaris arundinacea* et enfin elle diminue de 27 g/kgMS à 19 g/kgMS pour *Eleocharis palustris*.

Cette perte d'azote peut provenir de la dégradation du végétal. On note d'ailleurs que cette évolution est principalement marquée entre août et décembre.

3.2 Signature physico-chimique des horizons de surface

Le rôle joué par la végétation sur l'évolution des paramètres physico-chimiques de l'horizon de surface va être étudié dans le but d'apporter des éléments d'aide à la compréhension de la mobilité et de la biodisponibilité du Zn, Cd et Cu dans les trois horizons végétalisés [Figure D-14].

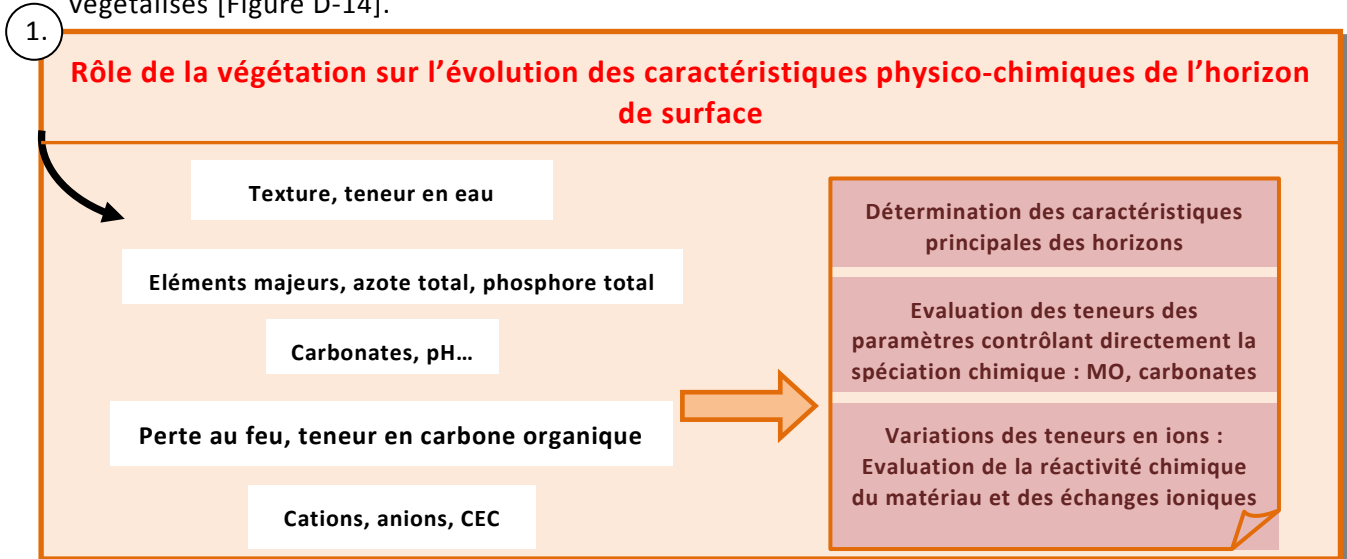


Figure D-14 Structure du chapitre : Zoom sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques

Avant de rentrer dans le détail d'une analyse paramétrique, une analyse en composantes principales (ACP), menée sur 24 paramètres et 27 échantillons permet de **cibler les corrélations entre paramètres physico-chimiques** et permet d'avoir une **vision globale des caractéristiques de chacune des trois zones**.

Le cercle des corrélations et la projection des individus sur le plan factoriel 1&2 sont représentés sur la Figure D-15. Les axes 1 et 2 permettent de représenter 70% de l'inertie totale des nuages de points. L'axe horizontal est principalement porté par les paramètres « teneur en eau », « teneurs en Zn, Cd et Cu » et les diamètres d10, d50 et d90 alors que l'axe vertical est principalement porté par les paramètres tels que la teneur en carbone organique, la teneur en phosphore ainsi que les teneurs en aluminium et fer dans l'horizon de surface [Figure D-15].

a. Analyse du cercle des corrélations. Le principal fait marquant est **la grande dispersion des variables** sur le cercle de corrélations. Malgré cette dispersion, on peut identifier plusieurs groupes de paramètres corrélés entre eux:

- des corrélations **entre éléments majeurs** : D'une part, le magnésium et le calcium sont corrélés positivement (coeff. Ca/Mg = 0,78) et d'autre part, le fer et l'aluminium présentent également une corrélation positive (coeff. Fe/Al=0.8).
- des corrélations **entre teneurs métalliques** : Seules les teneurs en zinc, cuivre et cadmium sont corrélées positivement (coeff. Cu/Zn = 0,83 ; coeff. Cu/Cd= 0,90 ; coeff. Cd/Zn=0,92). L'évolution des teneurs en nickel et en chrome est indépendante.
- une corrélation entre **carbonates et calcium total** : coeff. Ca/Carbonates = 0,64
- une corrélation **entre paramètres organiques** : coeff. MO/COT= 0,8

- anticorrélation indices granulométriques (d50,d90)/métaux : en exemple, coeff.d90/Zn = -0,8

b. Analyse de la projection des individus sur le plan factoriel. La projection des individus sur le plan factoriel 1&2 permet de souligner à la fois une variabilité spatiale entre zones et une variabilité saisonnière pour chacune des zones.

Différences entre zones. Les zones se distinguent principalement en août et en décembre avec une texture plus grossière, des teneurs en Zn, Cd et Cu plus faibles et une plus faible teneur en eau dans la zone *Phalaris arundinacea*. La zone *Eleocharis palustris* se distingue par la texture la plus fine et les teneurs en métaux les plus élevées [Figure D-15.a.]

Evolution entre saisons. On note principalement que les prélèvements de juin dans les trois zones se distinguent par des teneurs en matière organique plus faibles [Figure D-15 b.].

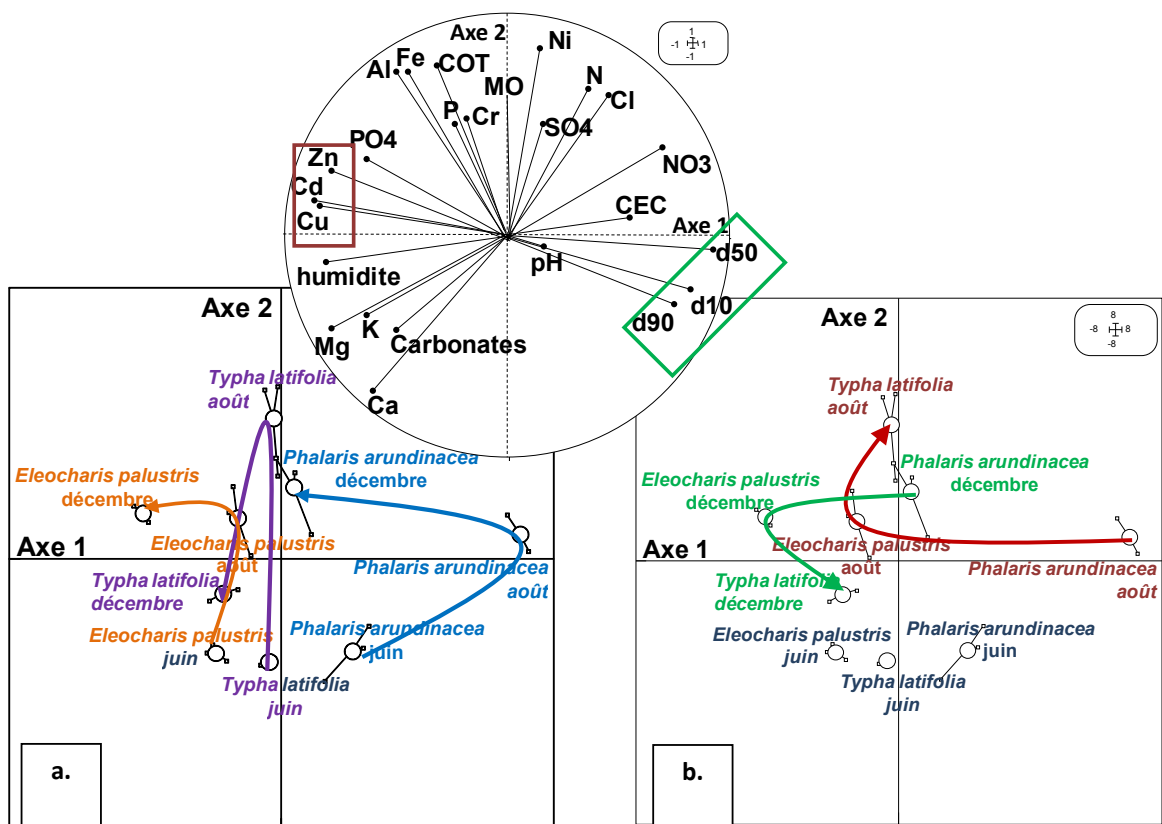


Figure D-15 Analyse par ACP : cercle des corrélations et projection des individus

²⁰Abréviations utilisées dans l'analyse

²⁰ Ca : calcium ; Mg : magnésium ; K : potassium ; Cu : cuivre ; Cd : cadmium ; Zn : zinc ; PO₄ : phosphates ; Al : aluminium ; Fe : fer ; COT= carbone organique total ; P : phosphore ; MO : teneur en matière organique (perte au feu) ; SO₄ : sulfates ; Ntot : azote total ; Cl : chlorures ; NO₃ : nitrates ; CEC : capacité d'échange cationique ; d50 : diamètre médian ; d10 : diamètre tel que 10% des particules en volume ont un diamètre inférieur à celui-ci ; d90 : diamètre tel que 90% des particules en volume ont un diamètre inférieur à celui-ci.

3.2.1 Caractéristiques principales des horizons végétalisés

3.2.1.1 Paramètres physiques

Teneur en eau

Dans les trois zones colonisées, on observe une teneur en eau élevée quelque soit la saison avec un minimum de 43,8% et un maximum de 67,5% [Tableau D-11]. **Ces résultats confirment l'arrivée régulière d'eaux pluviales dans ces zones, voire la stagnation de l'eau. Ces zones sont des zones privilégiées de dépôts anthropiques.**

Si l'on observe un effet croisé des facteurs « zone*saison », on remarque une évolution saisonnière essentiellement marquée dans la zone *Phalaris arundinacea*. Bien que la teneur en eau soit une mesure instantanée, les résultats nous laissent supposer que cette zone est soumise à des cycles d'assèchement/humidification plus fréquemment que dans les deux autres zones, même si une teneur en eau de 44% caractérise un horizon de surface encore très humide.

Tableau D-11 Teneur en eau de l'horizon de surface en fonction de la zone et de la saison

| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> |
|----------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Juin | 62,9 _{+/-1,4%} | 60,4 _{+/-0,7%} | 56,5 _{+/-0,7%} |
| Août | 56,2 _{+/-0,6%} | 43,8 _{+/-0,5%} | 61,2 _{+/-3,8%} |
| Décembre | 65,0 _{+/-0,5%} | 60,1 _{+/-2,4%} | 67,5 _{+/-0,2%} |

Texture

Les trois « diamètres » d10, d50 et d90 étant corrélés, nous mènerons l'analyse sur l'évolution du diamètre d90 en fonction de la zone et de la date de prélèvement [Tableau D-12].

Quelque soit la saison, la texture de l'horizon de surface colonisé par *Eleocharis palustris* est significativement plus fine que dans les deux autres zones : d90 atteint au maximum 233 µm dans la zone « *Eleocharis palustris* » alors qu'il peut atteindre 565 µm dans la zone « *Phalaris arundinacea* » et 512 µm dans la zone « *Typha latifolia* ». **La zone « *Phalaris arundinacea* » présente globalement la texture la plus grossière quelque soit la saison.** Cette tendance est principalement marquée lors des prélèvements d'août et de décembre.

Tableau D-12 Evolution de l'indice granulométrique d90

| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> |
|----------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Juin | 512 _{+/-26} µm | 537 _{+/-16} µm | 232 _{+/-100} µm |
| Août | 313 _{+/-114} µm | 565 _{+/-9} µm | 218 _{+/-24} µm |
| Décembre | 344 _{+/-75} µm | 417 _{+/-43} µm | 124 _{+/-2.7} µm |

Globalement, quelle que soit la zone, cette texture est nettement plus fine que le sous-sol en profondeur comme en attestent les travaux menés par Goutaland (2008) : la texture du sol d'origine est sablo-graveleuse et caractéristique des dépôts fluvio-glaciaires de l'est lyonnais. L'horizon de surface témoigne d'un apport de fines en surface du bassin. D'autre part, la texture mesurée dans notre étude est plus fine que celle mesurée dans une zone non végétalisée du bassin, étudiée par Badin en 2007. Le diamètre d_{90} de l'horizon de surface non végétalisé est alors de $818_{+/-220}$ μm . Il est à noter que la zone prélevée par Badin en 2007 est plus éloignée de l'entrée du bassin. Ce résultat n'est donc pas tant à relier avec le développement de la végétation qu'avec l'écoulement de l'eau et les mises en resuspension qui ont lieu en entrée du bassin.

Concernant l'évolution saisonnière, la zone *Typha latifolia* est la plus marquée par une augmentation de la proportion de fines entre les prélèvements de juin et d'août. Dans les zones *Phalaris arundinacea* et *Eleocharis palustris*, la proportion de fines augmente durant la période hivernale.

3.2.1.2 Paramètres chimiques

Eléments majeurs

Les teneurs en éléments majeurs mesurées dans les trois zones végétalisées (2008) sont toutes supérieures à celles mesurées dans le sol en profondeur [Février, 1999]. Par exemple, les teneurs en fer sont 4 fois supérieures dans l'horizon de surface (plus de 22 mg/kgMS) que dans le sous-sol (5 mg/kgMS). Les trois espèces se développent ainsi sur un sol riche en éléments minéraux, essentiels pour leur croissance [Tableau D-13].

Ces résultats s'expliquent par le dépôt de particules fines organiques et de particules minérales très réactives de compositions différentes de celle du sous-sol. Enfin, dans les trois horizons de surface végétalisés, les teneurs sont proches de celles mesurées dans l'horizon de surface non végétalisé en 2007 par Badin. **On ne détecte pas d'effet du développement de la végétation sur l'évolution de ces paramètres.**

Comme nous l'avons préalablement évoqué dans le chapitre 2, les teneurs en éléments majeurs dépendent du contexte géochimique local. Dans ce contexte fluvioglaciaire carbonaté, l'horizon de surface se caractérise par des teneurs plus élevées en calcium (présent dans la calcite) que dans la littérature et des teneurs plus faibles en aluminium et fer. Ces teneurs peuvent être 3 fois supérieures dans des contextes non carbonatés pour l'aluminium et 1,5 fois supérieures pour le fer [Delmas-Gadras, 2000 ; Durand, 2003 ; Durin, 2006].

Si l'on s'intéresse maintenant plus spécifiquement **aux trois zones végétalisées**, on observe un effet significatif des facteurs zone et saison quelque soit l'élément majeur considéré (ANOVA, $p < 0.01$). Toutefois, malgré les résultats statistiques, on observe que la variabilité reste relativement faible que ce soit en fonction de la saison ou de la zone. Globalement, la zone « *Phalaris arundinacea* » présente des teneurs en éléments majeurs légèrement plus faibles que dans les deux autres zones [Tableau D-13].

Tableau D-13 Teneurs en éléments majeurs (mg/kgMS)

| | Prélèvements 2008 | | | Teneurs de référence (horizon de surface non végétalisé) | Sol en profondeur (350-400 cm) |
|--------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------------|
| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> | Badin (2007)* | Février (1999)** |
| K (g/kgMS) | 2,5 _{+/-0,2} | 2,3 _{+/-0,4} | 2,7 _{+/-0,3} | 3,6 _{+/-0,2} | 1,2 _{+/-0,1} |
| Ca (g/kgMS) | 85,8 _{+/-15,0} | 73,5 _{+/-16,2} | 99,9 _{+/-19,9} | 115,7 _{+/-6,7} | 68,9 _{+/-2,2} |
| Mg (g/kgMS) | 7,1 _{+/-0,9} | 6,1 _{+/-1,3} | 7,4 _{+/-1,4} | 4,9 _{+/-0,3} | 1,8 _{+/-0,2} |
| Al (g/kgMS) | 15,9 _{+/-3,6} | 13,8 _{+/-3,5} | 16,2 _{+/-3,5} | 16,0 _{+/-1,0} | 4,7 _{+/-0,4} |
| Fe (g/kgMS) | 24,3 _{+/-4,3} | 22,2 _{+/-2,3} | 24,3 _{+/-2,3} | 18,6 _{+/-1,3} | 5,3 _{+/-0,9} |

*La date indiquée est l'année des prélèvements. Ces résultats sont publiés dans Badin (2009). Afin de pouvoir comparer les résultats, les teneurs indiquées sont celles obtenues après une minéralisation à l'eau régale (mélange HNO₃ et HCl). On parle alors de dosages pseudo-totaux.

** La date indiquée est l'année des prélèvements. Ces résultats sont publiés dans Février (2001)

Concernant les variabilités saisonnières au sein d'une même zone, il n'y a pas de tendance générale qui se dessine. On peut seulement préciser, là encore, que les fourchettes de variabilité sont relativement petites même si les analyses statistiques sont significatives. Pour exemple, les teneurs en calcium évoluent entre 69g/kgMS (août) et 102g/kgMS (juin) dans la zone *Typha latifolia*» [Figure D-16].

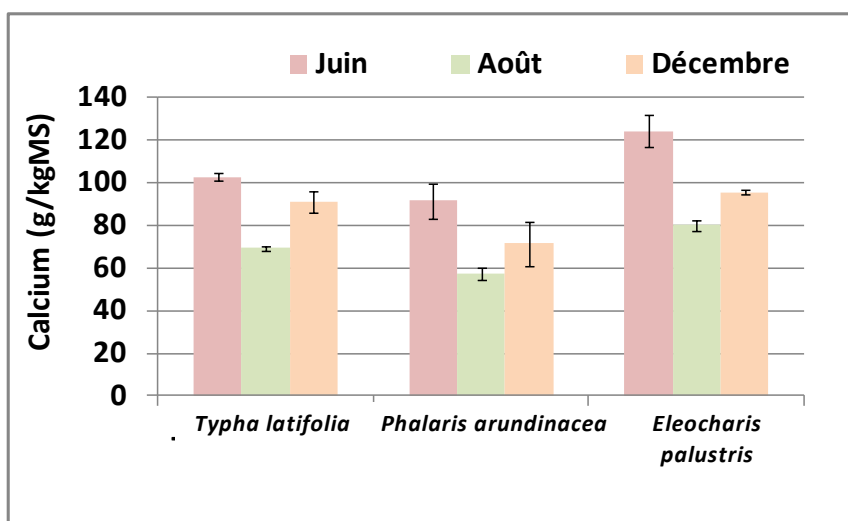


Figure D-16 Evolution des teneurs en calcium en fonction de la saison et de la zone

Azote total et phosphore total

On note également pour ces paramètres un fort enrichissement entre le sol en profondeur et l'horizon de surface avec des teneurs en azote et en phosphore respectivement 10 et 40 fois plus élevées dans l'horizon de surface [Tableau D-14]. Les dépôts anthropiques sont connus dans la littérature pour être riches en phosphore et en azote avec des teneurs pouvant atteindre respectivement 5,4g/kgMS et 5,9g/kgMS [Durand, 2003 ; Nogaro, 2007 ; Larmet, 2007]. Les concentrations moyennes sont similaires quelle que soit la zone. **De façon globale, la présence des plantes n'a pas d'influence sur les teneurs totales en N et P.**

Tableau D-14 Teneurs en azote total et phosphore total

| | Prélèvements 2008 | | | Teneurs de référence (horizon de surface non végétalisé) | Sol en profondeur (350-400 cm) |
|------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------------|
| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> | Badin (2007) | Février (1999) |
| N (g/kgMS) | 6,3 _{+/-0,8} | 6,9 _{+/-0,4} | 6,5 _{+/-0,4} | - | 0,4 |
| P (g/kgMS) | 1,2 _{+/-0,3} | 1,0 _{+/-0,2} | 1,1 _{+/-0,3} | 1,5 _{+/-0,1} | 0,04 |

L'effet croisé « zone*saison » est statistiquement significatif ($p=9*10^{-3}$ pour l'azote; $p<0.01$ pour le phosphore). Un test post-hoc de Tuckey révèle que seules les zones colonisées par *Phalaris* et *Typha* présentent des teneurs en azote statistiquement différentes lors du prélèvement de décembre. L'évolution des teneurs en azote est surtout remarquable sur la zone colonisée par *Typha latifolia* avec une augmentation d'environ 1,5 g/kg en août par rapport aux deux autres saisons [Figure D-17].

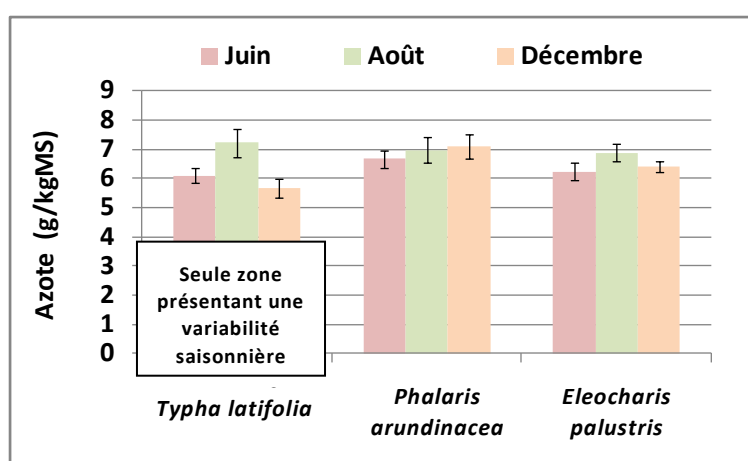


Figure D-17 Teneurs en azote en 2008 en fonction de l'espèce et de la saison

On peut donc retenir que les teneurs en N et P totales sont stables quelles que soient la zone étudiée et la saison sauf dans la zone colonisée par *Typha latifolia* où l'on note une augmentation significative de la teneur en azote totale en été.

Teneurs en métaux

Les teneurs en métaux sont très élevées dans les horizons de surface des trois zones végétalisées [Tableau D-15]. *Les teneurs mesurées dans cet horizon de surface font partie des plus élevées parmi celles classiquement mesurées dans ces matériaux (Tableau A-7). Les teneurs sont au minimum 2 fois supérieures aux teneurs correspondant aux seuils d'intervention définis par la norme hollandaise ou le décret de 1998 sur les sols. Ces teneurs moyennes sont notamment très supérieures aux teneurs métalliques mesurées dans le sol en profondeur.*

Une analyse globale des teneurs en métaux montre que les teneurs mesurées dans chacune des zones sont tout à fait similaires quelles que soient les zones et sont très proches de mesures effectuées sur des zones non végétalisées en 2007 [Tableau D-15]. Une analyse plus fine montre que la zone « *Eleocharis palustris* » se distingue par des teneurs plus élevées en Cd, Cu et Zn, alors que la zone « *Phalaris arundinacea* » se distingue par des teneurs légèrement plus faibles [Figure D-18]. Malgré la faible variabilité, on peut cependant préciser que les particules les plus fines sont les plus contaminées, ce qui a déjà été supposé par la corrélation négative entre les diamètres d10, d50 et d90 et les teneurs en métaux.

Concernant le chrome et le nickel, les trois zones ne se distinguent qu'au mois de décembre : contrairement au cadmium, cuivre et zinc. La zone « *Phalaris arundinacea* » se distingue par les teneurs en chrome les plus élevées. Concernant le nickel, les teneurs sont les plus élevées dans les zones « *Phalaris arundinacea* » et « *Eleocharis palustris* » sans distinction possible entre les deux zones.

On relève également que la variabilité des teneurs métalliques en fonction de la date de prélèvement est relativement faible quelle que soit la zone.

Tableau D-15 Teneurs métalliques dans l'horizon de surface

| | Prélèvements 2008 | | | Teneurs de référence (horizon de surface non végétalisé) | Sol en profondeur (350-400 cm) |
|---------------------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------------|
| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> | Badin (2007)* | Février (1999) |
| Cd (mg/kgMS) | 4,05 _{+/-0,25} | 3,17 _{+/-0,52} | 5,27 _{+/-0,52} | 11,4 _{+/-2,2} | 0,23 _{+/-0,06} |
| Zn (mg/kgMS) | 1486 _{+/-145} | 1263 _{+/-122} | 1646 _{+/-71} | 1156 _{+/-70} | 40 _{+/-10} |
| Cu (mg/kgMS) | 240,6 _{+/-15,3} | 193,5 _{+/-22,4} | 203,4 _{+/-27,1} | 115,5 _{+/-39,9} | 7,9 _{+/-0,7} |
| Ni (mg/kgMS) | 76,3 _{+/-15,3} | 89,3 _{+/-15,0} | 87,3 | 117,3 _{+/-30,2} | - |
| Cr (mg/kgMS) | 111,7 _{+/-23,8} | 140,5 _{+/-64,7} | 121,7 _{+/-23,3} | 87,9 _{+/-8,0} | - |

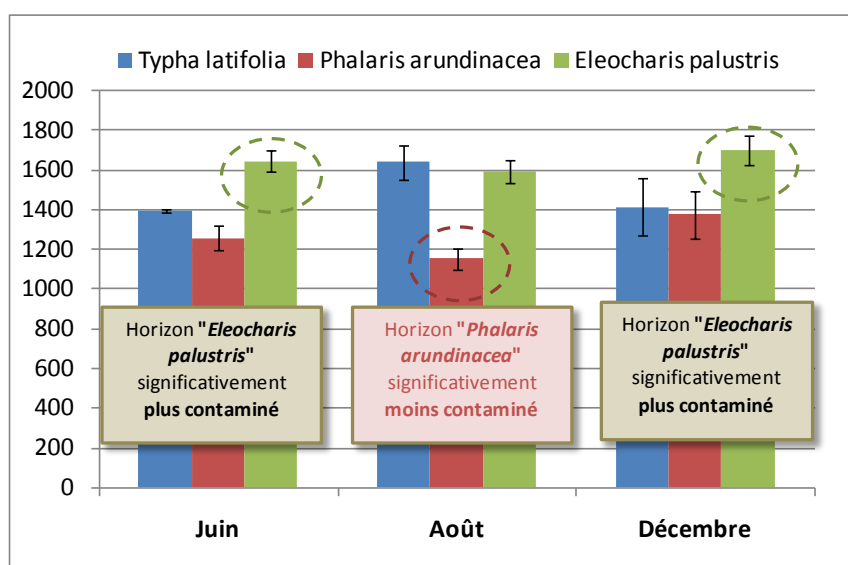


Figure D-18 Evolution des teneurs en zinc (mg/kgMS) dans l'horizon de surface

en fonction de la saison et de la zone colonisée (2008)

3.2.2 Paramètres contrôlant directement la mobilité potentielle : carbonates, matière organique

3.2.2.1 Un milieu fortement carbonaté

Carbonates

L'horizon de surface végétalisé est fortement carbonaté comme en attestent les teneurs en carbonates comprises en moyenne entre 122 g/kgMS et 169 g/kgMS [Tableau D-16].

Cette richesse en carbonates s'explique notamment par le contexte géochimique de l'est lyonnais avec un substratum constitué de dépôts fluvioglaciaires très riches en carbonates (230g/kgMS).

Si l'on considère uniquement les prélèvements de 2008, on observe un effet croisé des facteurs « zone*saison » (ANOVA, $p < 0,001$). Quelque soit la saison, la concentration en carbonates est la plus faible dans la zone « *Phalaris arundinacea* » et la plus élevée dans la zone « *Eleocharis palustris* ».

Tableau D-16 Teneurs en carbonates et pH de l'horizon de surface

| | Prélèvements 2008 | | | Teneurs de référence (horizon de surface non végétalisé) | Sol en profondeur (350-400 cm) |
|----------------------------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------------|
| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> | Badin 2007* | Février (1999) |
| Carbonates (g/kgMS) | 145,9 _{+/-11,7} | 122 _{+/-10,9} | 169,1 _{+/-26,3} | 162,0 | 230 |
| pH | 7,5 _{+/-0,2} | 7,7 _{+/-0,1} | 7,6 _{+/-0,1} | 7,3 _{+/-0,1} | 9,6 |

* La date indiquée est l'année des prélèvements. Ces résultats sont publiés dans Badin (2009).

Quelle que soit la zone, la concentration en carbonates est la plus élevée en juin. Il faut toutefois préciser que la diminution des teneurs, observée de juin à décembre, est relativement faible [Figure D-19]. Par exemple, dans la zone « *Eleocharis palustris* », les teneurs évoluent de 200 g/kgMS en juin à 141 g/kgMS en décembre.

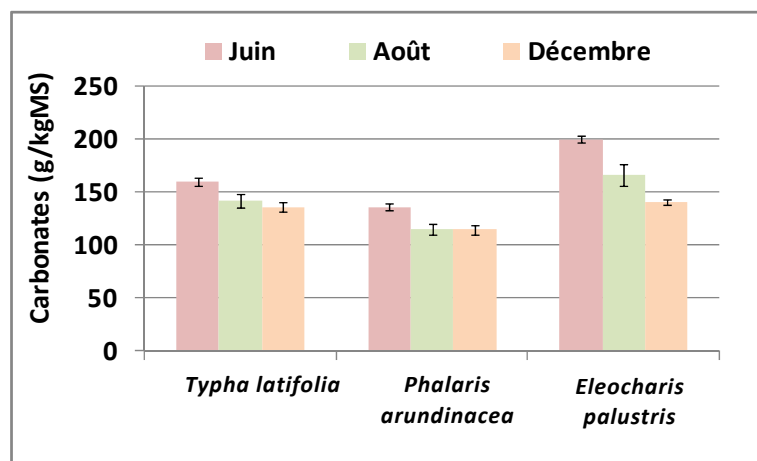


Figure D-19 Evolution des teneurs en carbonates en fonction de la saison et de la zone végétalisée

pH

Quelque soit la zone végétalisée, l'horizon de surface est **légèrement alcalin**. Il y a très peu de différence entre le pH mesuré en 2008 et celui mesuré par Larmet (2004) et Badin (2007) dans des horizons de surface non végétalisés. Il n'y a aucun effet de la végétation. L'acidification de l'horizon de surface s'explique par l'apport de matière organique à la surface du bassin.

3.2.2.2 Un milieu très enrichi en matière organique

La perte au feu et la teneur en carbone organique sont nettement plus élevées dans les trois horizons de surface végétalisés (2008) que dans le « sol en profondeur » d'une part et que dans l'horizon de surface non végétalisé d'autre part [Badin, 2009] [Tableau D-17]. *Goulet et Pick (2001) ont également relevé une augmentation de 5 à 15% de teneur en matière organique entre un horizon de surface non végétalisé et un horizon de surface colonisé par l'espèce Typha latifolia.*

On peut ainsi conclure à un enrichissement organique des sols à l'entrée du bassin par accumulation de matières en suspension riches en matière organique ainsi que par l'apport supplémentaire de matière organique après sénescence des plantes.

Tableau D-17 Teneurs moyennes en matière organique dans l'horizon de surface

| | Prélèvements 2008 | | | Teneurs de référence (horizon de surface non végétalisé) | Sol en profondeur (350-400 cm) |
|-------------------------|---------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--|--------------------------------|
| | <i>Typha latifolia</i> ** | <i>Phalaris arundinacea</i> ** | <i>Eleocharis palustris</i> ** | Badin (2007)* | Février (1999) |
| Perte au feu (%) | 20,0 _{+/-1,9} | 20,4 _{+/-0,9} | 19,7 _{+/-2,4} | 10,0 _{+/-2,0} | 0,37 _{+/-0,33} |
| Corg(g/kgMS) | 120,5 _{+/-11,5} | 115,7 _{+/-8,4} | 119,0 _{+/-6,9} | 402 _{+/-12,8} | 2,3 |

** : Les valeurs indiquées sont des moyennes de l'ensemble des teneurs mesurées lors de l'ensemble des prélèvements réalisés en 2008 ; * : La date indiquée est l'année des prélèvements. Ces résultats sont publiés dans Badin (2009).

En ce qui concerne la perte au feu, il n'y a pas d'évolution ni spatiale ni temporelle (absence de significativité du test statistique ANOVA). L'évolution de la teneur en carbone organique en fonction de l'interaction « zone*saison » est par contre statistiquement significative ($p=2,6*10^{-5}$). Le test *post-hoc* de Tukey révèle que les trois zones se distinguent uniquement au mois d'août, mois marqué par une forte variabilité au sein même d'une zone [Figure D-20].

A cette saison, l'horizon de surface de la zone « *Phalaris arundinacea* » présente la teneur en carbone organique la plus faible [Figure D-20] avec une teneur de 108 g/kgMS alors qu'elle est de 135g/kgMS dans la zone « *Typha latifolia* ».

Le rapport C/N n'a pas évolué en fonction de l'interaction « zone*saison ». Il est d'une moyenne de 18 dans les zones *Typha latifolia* et *Phalaris arundinacea* et d'une moyenne de 16 dans la zone *Eleocharis palustris* ce qui permet d'indiquer que la matière organique est relativement biodégradable dans ces horizons [Girard *et al.*, 2005]. Le maximum de décomposition de la matière organique est associé à un rapport C/N inférieur à 29 dans un sol organique (Puustjarvi, 1970) (cité par [Grasset, 2011]).

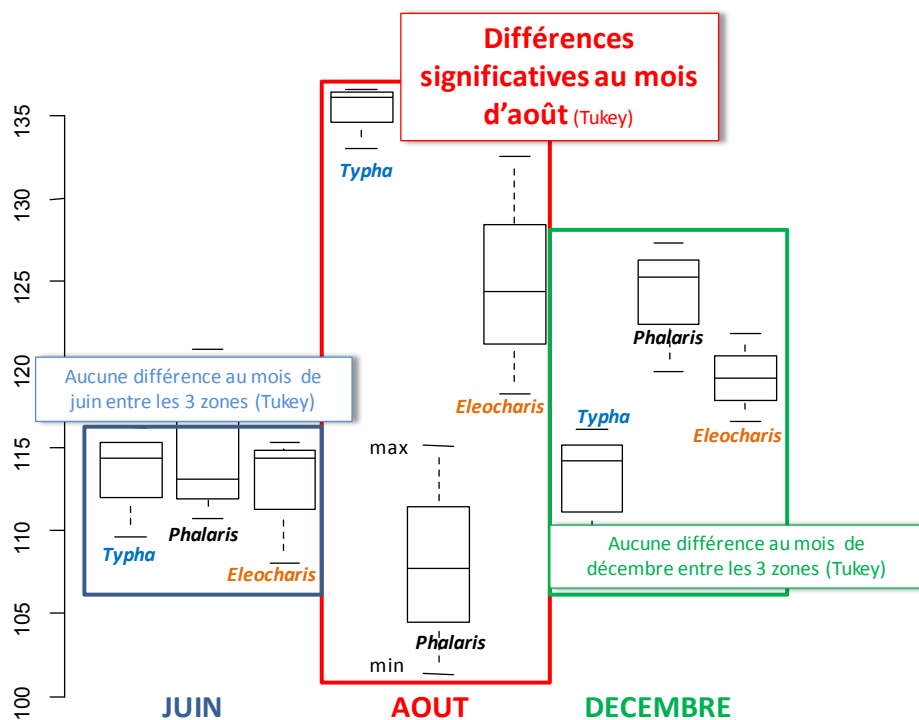


Figure D-20 Evolution des teneurs en carbone organique (g/kgMS) dans l'horizon de surface en 2008²¹

²¹ Le principe d'une boîte à moustaches est présenté dans l'annexe 7.

3.2.3 Evaluation de la réactivité chimique du matériau et des échanges ioniques

3.2.3.1 Capacité d'échange cationique

Tableau D-18 Evolution de la CEC (méc/kgMS) en fonction de la saison et de la zone

| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> |
|--|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Juin | 131 _{+/-2} | 172 _{+/-6} | 135 _{+/-4} |
| Août | 144 _{+/-3} | 156 _{+/-14} | 130 _{+/-2} |
| Décembre | 133 _{+/-4} | 157 _{+/-5} | 141 _{+/-12} |
| Valeur de référence (sol en profondeur : Février, 199) | 7 | | |

Quelle que soit la zone végétalisée, la capacité d'échanges cationiques est **plus de 18 fois plus élevée dans l'horizon de surface que dans le sol en profondeur** [Tableau D-18]. On peut attribuer cette augmentation à la présence de particules plus réactives en surface, ce qui est notamment expliqué par l'enrichissement en matière organique [Sposito, 1999]. En comparaison, Delmas-Gadras (2000) a démontré que la matière organique possédait une CEC de 2000 meq/kg. Liu et Lee (2006) ont montré que la CEC des sols de surface varie entre 50 (oxisols) et 1400 méq/kgMS (sols eutrophes). Malgré l'enrichissement en surface du bassin, la capacité d'échanges cationiques reste relativement peu élevée. On peut ainsi supposer que les processus de précipitation et d'adsorption chimique (spécifique) sont prépondérants par rapport à la sorption non spécifique, comme les échanges de cations.

La zone « *Phalaris arundinacea* » possède la plus grande capacité d'échanges cationiques. Cependant, même si cette observation est vérifiée statistiquement (ANOVA ; $p < 0,01$), on peut constater que pour une saison donnée, les différences entre zones sont relativement modérées.

Enfin, la variabilité saisonnière est faible quelle que soit la zone.

3.2.3.2 Variation saisonnière des teneurs en anions

Outre la capacité d'échanges de cations, la réactivité chimique du matériau peut être évaluée grâce à l'étude de l'évolution des teneurs en anions extraits avec de l'eau déminéralisée. Les trois zones végétalisées se différencient par l'évolution saisonnière des teneurs en ions tels que les nitrates, les sulfates ou encore les chlorures.

Dans les zones *Typha latifolia* et *Phalaris arundinacea*, les teneurs en chlorures, sulfates et nitrates augmentent entre les prélèvements de juin et d'août puis diminuent entre les prélèvements d'août et de septembre. Ainsi, dans la zone *Typha latifolia*, les teneurs en sulfates varient entre 28,6_{+/-0,3} mg/kgMS (décembre) et 348,3_{+/-231,4} mg/kgMS (août). Dans la zone *Phalaris arundinacea*, les teneurs en sulfates varient entre 25,1_{+/-1,5} mg/kgMS (décembre) et 136,4_{+/-5,4} mg/kgMS (août).

En ce qui concerne les nitrates [Figure D-21], on observe des teneurs élevées en période estivale. L'augmentation des teneurs en nitrates peut être due au phénomène de nitrification.

La zone *Typha latifolia* est marquée de nouveau par une forte variabilité des répliquats en période estivale [Figure D-21] avec comme valeur maximale 998 mg/kgMS et comme valeur minimale 23 mg/kgMS au mois d'août. L'activité de dégradation forte en été liée à des périodes de sécheresse peut expliquer la présence des fortes concentrations de nitrates et sulfates.

La zone « *Eleocharis palustris* » ne suit pas du tout la même tendance que les deux autres zones. Concernant les teneurs en sulfates, on observe une diminution des teneurs entre juin et août. Ainsi, elles sont de $103,9_{+/-43,4}$ mg/kgMS en juin, de $26,0_{+/-2,5}$ mg/kgMS en août et de $30,8_{+/-0,2}$ mg/kgMS en décembre. Concernant les teneurs en nitrates, on observe une stabilité des teneurs au cours des trois prélèvements.

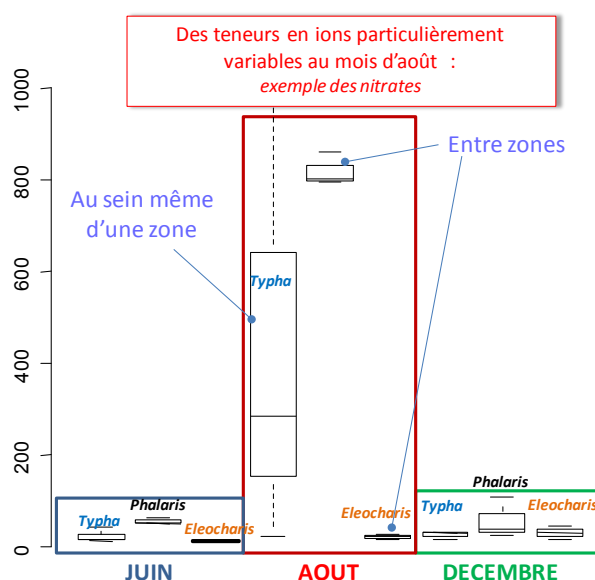


Figure D-21 Evolution saisonnière des teneurs en nitrates

Les résultats obtenus nous laissent prévoir des réactivités chimiques des matériaux différentes selon la zone en période estivale.

3.2.4 Bilan physico-chimique par zone

La zone *Typha latifolia* est marquée par une augmentation de la proportion de particules fines entre les prélèvements de juin et d'août. On note simultanément une légère augmentation des teneurs en Zn, Cd et Cu et une augmentation de la teneur en carbone organique. On peut émettre l'hypothèse que la barrière physique formée par cette espèce perd progressivement de son efficacité lors de sa sénescence et que les particules sont ainsi progressivement entraînées en aval de cette zone.

La zone *Phalaris arundinacea* se caractérise par un horizon de surface de texture plus grossière. Cette zone se distingue particulièrement par une réactivité chimique du matériau

prononcée en période estivale. Entre les prélèvements de juin et d'août, on observe une diminution de la teneur en eau, une augmentation des teneurs en anions solubles.

La zone *Eleocharis palustris* se caractérise par un matériau plus fin présentant des teneurs en Cd, Cu et Zn plus élevées. Cet horizon de surface se distingue également par une variabilité saisonnière plus atténuée. On observe peu d'évolution des caractéristiques physico-chimiques au cours de la croissance de la plante.

3.3 Dynamique d'accumulation du Zn, Cd, Cu par les 3 espèces végétales

Après avoir identifié les signatures géochimiques des trois horizons de surface colonisés par trois espèces différentes, nous allons maintenant nous intéresser à la dynamique d'accumulation du Zn, Cd, Cu par chaque espèce [Figure D-22]. Nous rappelons que nous désignons par l'expression « dynamique d'accumulation », l'évolution de la concentration du métal au sein des parties aériennes et souterraines en fonction des dates de prélèvement qui correspondent à différents stades de croissance de la plante.

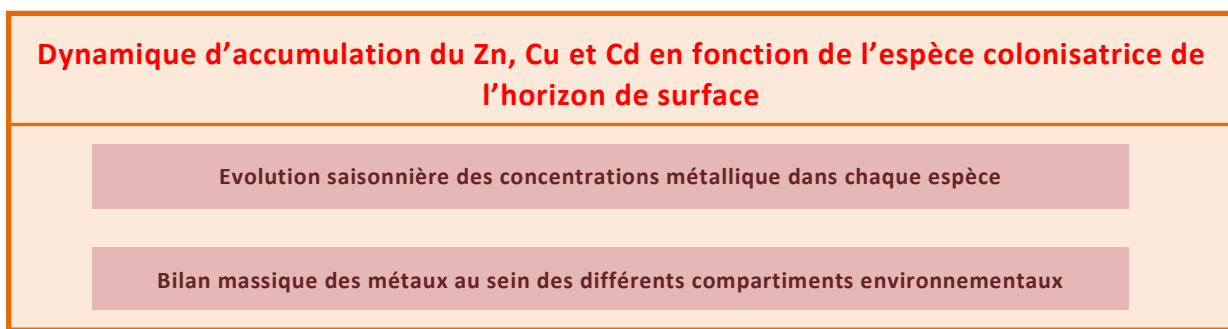


Figure D-22 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 2^{ème} volet

3.3.1 Evolution des concentrations métalliques dans chaque espèce

3.3.1.1 *Typha latifolia*

Parties souterraines

Les concentrations en Zn, Cu et Cd sont les plus élevées lors des prélèvements d'août [Tableau D-19]. *En comparaison, Manios et al. (2003) ont mesuré 391.7 mg/kgMS de zinc dans les racines pour une teneur de 1231.7 mg/kgMS dans le sédiment à la fin d'une expérience de 10 semaines en laboratoire. On peut également citer Sasmaz et al. (2008) qui ont mesuré en moyenne 340 mg/kgMS de zinc dans les racines et 215 mg/kgMS dans les feuilles, alors que la teneur initiale est de 70 mg/kgMS dans le sédiment. Ye et al. (1997) ont montré que cette espèce pouvait accumuler plus de 969 mg/kgMS de Zn dans les racines, 456 mg/kgMS de Zn dans les rhizomes et 132 mg/kgMS de Zn dans les parties endogées pour des teneurs initiales en Zn de 3009 mg/kgMS (étang recevant les effluents d'une mine de plomb et de zinc). Ainsi, nous pouvons estimer que l'espèce *Typha latifolia* concentre des teneurs relativement élevées dans le bassin Django.*

Tableau D-19 Evolution des concentrations en Zn, Cd et Cu au sein des parties souterraines de *Typha latifolia*

| | Cd (mg/kgMS) | Zn (mg/kgMS) | Cu (mg/kgMS) |
|-----------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| Juin | 1,02 _{+/-0,03} | 450 _{+/-30} | 36,4 _{+/-0,7} |
| Août | 1,87 _{+/-0,15} | 623 _{+/-25} | 71,4 _{+/-7,9} |
| Décembre | 1,08 _{+/-0,08} | 297 _{+/-28} | 26,8 _{+/-0,8} |

Le stockage du zinc, cuivre et cadmium se fait préférentiellement au sein des racines avec une concentration au minimum, respectivement, 4, 4.3 et 6.3 fois plus élevée dans les racines que dans les parties aériennes. *Ces résultats vont dans le sens de Blake (1984) qui estime que 25 à 30% du zinc retenu par la plante est contenu dans les parties aériennes et 70 à 75% dans les organes souterrains.*

Les concentrations en Zn, Cd et Cu augmentent dans les parties souterraines en août. On peut émettre l'hypothèse d'une diminution de l'absorption de métaux par la plante à partir du mois d'août alors que la croissance des rhizomes se poursuit.

Parties aériennes

Les teneurs métalliques accumulées dans les parties aériennes sont relativement faibles et peu variables selon les saisons [Tableau D-20].

Tableau D-20 Teneurs métalliques dans les parties aériennes de *Typha latifolia*

| | Cd (mg/kgMS) | Zn (mg/kgMS) | Cu (mg/kgMS) |
|-----------------|-------------------------|--------------------|-----------------------|
| Juin | 0,04 _{+/-0} | 70 _{+/-0} | 8,5 _{+/-0,3} |
| Août | 0,05 _{+/-0} | 50 _{+/-0} | 5,7 _{+/-0,5} |
| Décembre | 0,15 _{+/-0,03} | 74 _{+/-8} | 5,8 _{+/-1,0} |

3.3.1.2 Phalaris arundinacea

Parties souterraines

Les concentrations maximales en Cd et Cu sont atteintes en décembre et valent respectivement 4,8 mg/kgMS et 67,2 mg/kgMS alors que la concentration maximale en zinc est obtenue dès le prélèvement d'août et vaut 317,4 mg/kgMS.

Tableau D-21 Evolution en Zn, Cd et Cu au sein des parties souterraines de *Phalaris arundinacea*

| | Cd (mg/kgMS) | Zn (mg/kgMS) | Cu (mg/kgMS) |
|----------|-------------------------|--------------------------|------------------------|
| Juin | 2,14 _{+/-0,04} | 263,3 _{+/-15,3} | 55,2 _{+/-3,3} |
| Août | 0,88 _{+/-0,1} | 317,4 _{+/-15,6} | 39,6 _{+/-1,9} |
| Décembre | 4,76 _{+/-0,36} | 313,3 _{+/-11,6} | 67,2 _{+/-1,8} |

Les évolutions saisonnières des teneurs en Zn d'une part et en Cd, Cu d'autre part sont opposées [Tableau D-21] (une seule corrélation positive coeff. CdPR/CuPR = 0.62). Durant la première phase de croissance (entre juin et août), l'absorption de zinc par les rhizomes est privilégiée par rapport à l'absorption de cuivre et de cadmium. La croissance racinaire et l'augmentation de la biomasse va alors entraîner une dilution du cuivre et du cadmium dans les parties souterraines. Durant la deuxième phase (entre août et décembre), on observe au contraire une accumulation préférentielle du Cd et du Cu. On peut ainsi émettre un phénomène de compétition entre les métaux, vis-à-vis de l'absorption par les rhizomes [Basta *et al.*, 2005]].

Parties aériennes

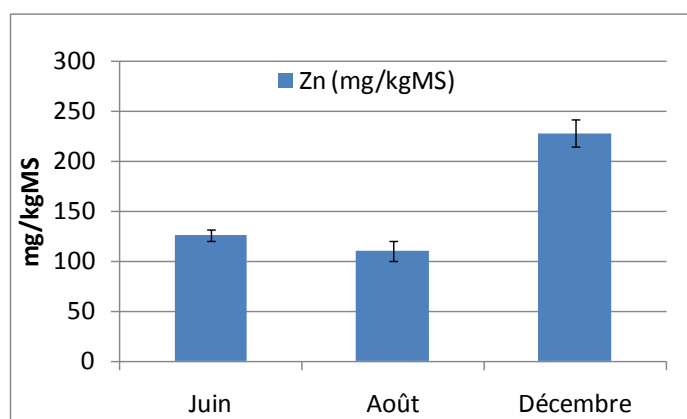


Figure D-23 Teneurs en Zinc dans les parties aériennes de *Phalaris arundinacea*

La concentration en zinc, cadmium et cuivre augmente en décembre [Figure D-23]. Ainsi, la concentration en zinc varie de 126,7_{+/-5,8} mg/kgMS en juin à 228,3 mg/kgMS en décembre. La concentration en cuivre varie de 13,5_{+/-1,0} mg/kgMS à 18,2_{+/-1,0} mg/kgMS. Le cadmium varie de 0,10_{+/-0,00}mg/kgMS à 0,47_{+/-0,06}mg/kgMS.

On ne distingue pas de transfert des métaux des parties souterraines vers les parties aériennes. Entre août et décembre, on a une augmentation simultanée des concentrations au sein des parties aériennes et racinaires. Cette augmentation de la concentration peut s'expliquer par le ralentissement de croissance des parties aériennes et racinaires à l'automne alors que l'accumulation de cuivre et de cadmium se poursuit.

3.3.1.3 *Eleocharis palustris*

Parties souterraines

Les concentrations maximales en Zn, Cu et Cd mesurées au sein des rhizomes d'*Eleocharis palustris* sont respectivement de 577 mg/kgMS, 35,9 mg/kgMS et 1,75 mg/kgMS [Tableau D-22]. La littérature concernant l'absorption de métaux par *Eleocharis palustris* est inexistante. On peut cependant observer que ces teneurs sont proches de celles mesurées dans le cas de *Typha latifolia* et *Phalaris arundinacea*.

Tableau D-22 Evolution des teneurs en Zn, Cd et Cu au sein des parties souterraines (rhizomes + racines) d'*Eleocharis palustris*

| | Cd (mg/kgMS) | Zn (mg/kgMS) | Cu (mg/kgMS) |
|----------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|
| Juin | 0,55 _{+/-0,04} | 313,3 _{+/-11,5} | 43,0 _{+/-5,2} |
| Août | 0,62 _{+/-0,06} | 576,7 _{+/-15,3} | 23,2 _{+/-4,8} |
| Décembre | 1,75 _{+/-0,77} | 338,9 _{+/-14,4} | 35,9 _{+/-13,5} |

On note un comportement antagoniste du zinc et du cuivre comme chez *Phalaris arundinacea*. Le zinc présente une concentration maximale élevée en août avec plus de 500 mg/kgMS dans les rhizomes, alors qu'au contraire le cuivre présente une concentration minimale en août.

Parties aériennes

L'espèce *Eleocharis palustris* se distingue par **une très forte augmentation des teneurs métalliques entre août et décembre**. Les teneurs en zinc, cadmium et cuivre sont respectivement multipliées par 4.5, 4.7 et 3.1 entre les prélèvements d'août et de décembre. Cette espèce se distingue très nettement des deux autres qui présentent des variations plus modérées [Figure D-24].

En fin de croissance, les parties aériennes apparaissent comme un lieu de stockage préférentiel des métaux. De plus, *Eleocharis palustris* est une espèce qui se développe en formant des touffes qui se couchent sur le sol ce qui privilégie le contact de la plante avec l'eau et les dépôts contaminés. Il peut y avoir, d'une part, une diffusion d'éléments métalliques à travers les parois cellulaires de la tige et, d'autre part, des particules ont pu s'incruster dans les parties aériennes et n'ont pas été éliminées lors des lavages pourtant rigoureux.

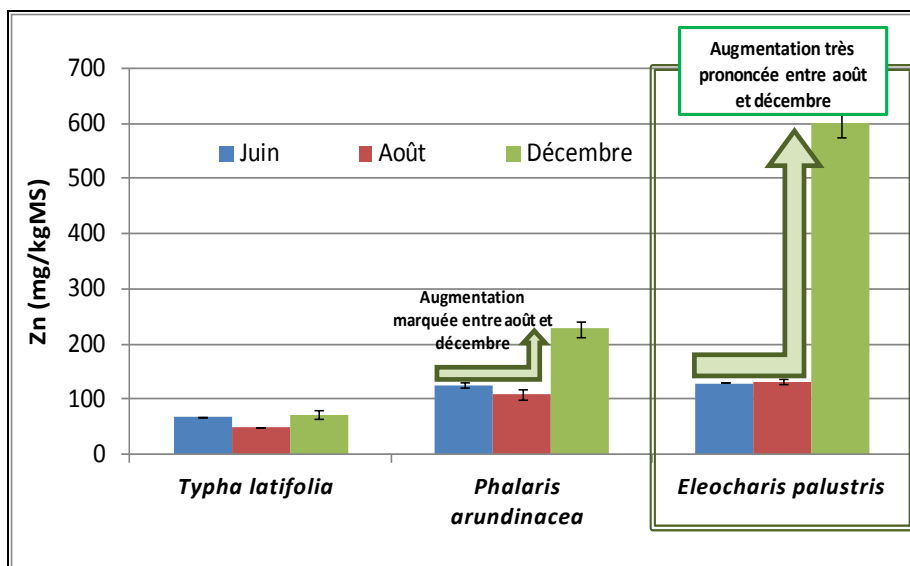


Figure D-24 Evolution des teneurs en Zn (mg/kgMS) au sein des parties aériennes des 3 espèces

3.3.1.4 Hiérarchisation des espèces en fonction des concentrations en Zn, Cd, Cu

Suite à l'étude de l'évolution saisonnière des teneurs en Zn, Cd et Cu au sein des parties souterraines et aériennes qui est vraiment spécifique à chacune des espèces, il apparaît que les concentrations maximales peuvent être atteintes soit au moment du pic de croissance (en août), soit en fin de cycle biologique. On propose donc une hiérarchisation des espèces à ces deux stades de croissance.

Au stade du pic de croissance (prélèvements d'août)

Lesage *et al.* (2007) indiquent que généralement le pic de concentration dans les racines de macrophytes se situe effectivement vers la fin de l'été, lorsque la plante a fini sa pleine phase de croissance et entame sa période de dégénérescence. Concernant les parties racinaires, c'est l'espèce *Typha latifolia* qui se distingue de *Phalaris arundinacea* avec des concentrations deux fois plus élevées pour le cuivre et le zinc.

Concernant les parties aériennes, l'espèce *Eleocharis palustris* présente des teneurs plus élevées quel que soit le métal. Cette espèce peut ainsi présenter des concentrations deux fois supérieures à celles mesurées dans les parties aériennes de *Typha latifolia*.

A la fin du cycle biologique

Deux espèces vont principalement se distinguer : pour les parties racinaires, *Phalaris arundinacea* présente des concentrations deux fois plus élevées pour le cuivre à quatre fois plus élevées pour le cadmium. Les teneurs en zinc sont équivalentes dans les trois zones. Concernant les parties aériennes, l'espèce *Eleocharis palustris* présente des teneurs beaucoup plus élevées quel que soit le métal. Cette espèce peut ainsi présenter des concentrations six fois supérieures à celles mesurées dans les parties aériennes de *Typha latifolia*.

3.3.2 Bilans de masse de la répartition des métaux au moment du pic de croissance de la plante

Après avoir décrit les modes d'accumulation dans les différents compartiments étudiés, il est, dans un deuxième temps, intéressant de dresser un bilan massique de la répartition des métaux entre les différents compartiments environnementaux : parties aériennes, parties souterraines, horizons de surface. En raisonnant sur une surface d'un m², il est nécessaire de connaître la masse sèche de chacun des compartiments. Les données massiques ont été obtenues en août 2009 [Tableau D-23] alors que les mesures de concentrations ont été réalisées en août 2008. Ce bilan permet d'obtenir des ordres de grandeur de répartition des métaux dans les différents compartiments.

Tableau D-23 Masse sèche par m² de chaque compartiment environnemental

| | <i>Typha latifolia</i> | <i>Phalaris arundinacea</i> | <i>Eleocharis palustris</i> |
|--------------------------------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Nombre de pousses par m ² | 50 | 400 | 10000 |
| Poids sec des parties aériennes | 2126 g/m ² | 3464 g/m ² | 2140 g/m ² |
| Poids sec des parties souterraines | 1670 g/m ² | 2548 g/m ² | 1640 g/m ² |
| Poids sec de l'horizon de surface | 40,0 kg/m ² | 24,3 kg/m ² | 29,2 kg/m ² |

La zone *Typha latifolia*, située en entrée du bassin, bloque efficacement les particules entraînées par les eaux pluviales. Ceci se traduit par une quantité de particules fines inférieures à 2 mm accumulée sur la surface presque deux fois plus élevée que dans les deux autres zones.

Quelle que soit la zone considérée, l'**horizon de surface** représente le **lieu de stockage majeur des métaux**. L'horizon de surface stocke plus de 96% du zinc [Figure D-25]. La zone *Typha latifolia* se distingue là encore par la quantité métallique la plus élevée à cause de la masse élevée de sédiment présent.

Les parties souterraines stockent les métaux de façon plus significative que les parties aériennes (sauf pour *Phalaris arundinacea*).

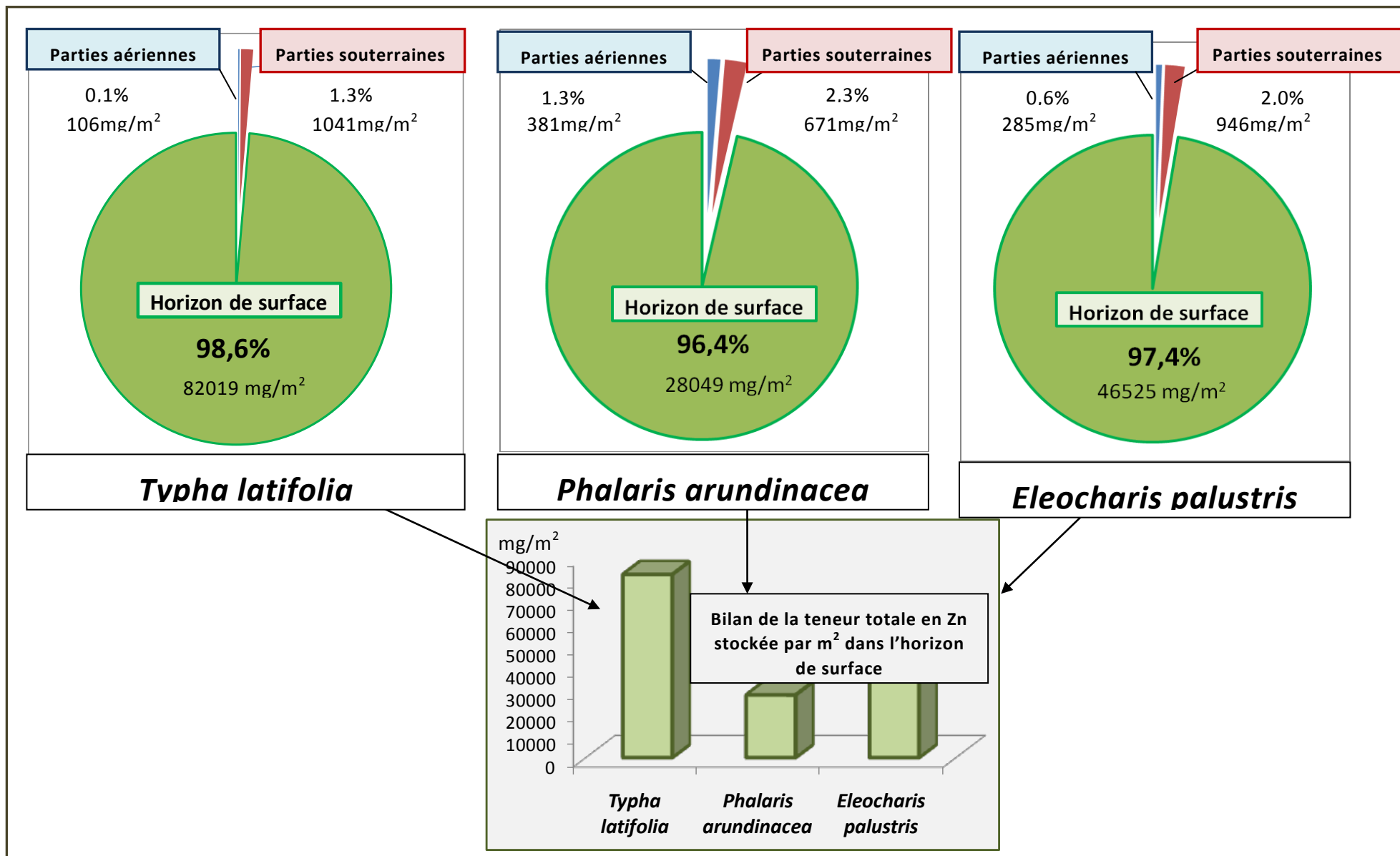


Figure D-25 Bilans par m² de la répartition du zinc entre les 3 compartiments environnementaux

3.4 Mobilité potentielle du cadmium, zinc et cuivre

En raison de la lourdeur expérimentale, il a été décidé de ne procéder à l'étude de la mobilité que sur deux zones, colonisées respectivement par *Typha latifolia* et *Phalaris arundinacea*. Ce choix s'est effectué sur la base de la connaissance de ces deux espèces. Ces plantes sont connues pour être introduites volontairement dans des bassins de récupération des eaux pluviales et la connaissance de la mobilité métallique dans ces systèmes végétalisés est une donnée supplémentaire pertinente. La Figure D-26 rappelle les points évoqués dans ce volet.

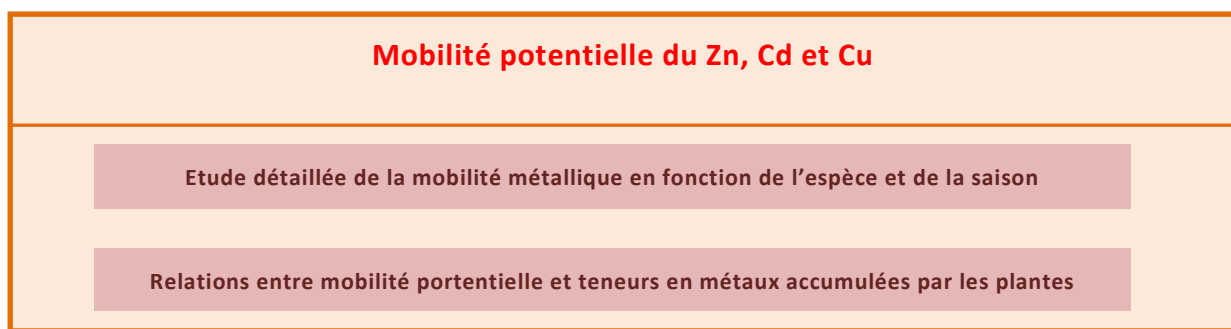


Figure D-26 Fil conducteur de la partie : zoom sur le 3^{ème} volet

3.4.1 Etude détaillée de la mobilité métallique en fonction de l'espèce et de la saison

3.4.1.1 Une forme échangeable négligeable pour le zinc, cadmium et cuivre

Les teneurs en Cd, Cu ou Zn extraits par le chlorure de calcium sont très faibles au regard de la littérature. Les pourcentages de métaux mobilisables par CaCl_2 ($[\text{métaux}_{\text{solution}}]/[\text{métaux}_{\text{horizon}}]$) sont proches de 0.

Cd. Les concentrations maximales échangeables sont respectivement de 14,3 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ et 3,6 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ dans les zones « *Phalaris arundinacea* » et « *Typha latifolia* ». *Suite à une extraction avec CaCl_2 (même molarité et 2 heures de mélange), Pueyo et al. (2004) ont mesuré des teneurs comprises entre 27 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ et 932 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ pour des teneurs totales dans les sédiments d'environ 1mg/MS. Bedell et al. (2009)²² ont mesuré des teneurs comprises entre 10 et 27 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ pour des teneurs totales de 2,9 mg/kgMS.*

Cu. Les concentrations échangeables maximales sont respectivement de 30 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ et de 12 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ dans les zones « *Phalaris arundinacea* » et « *Typha latifolia* ». *Pueyo et al. (2004) ont mesuré des teneurs extraites par CaCl_2 allant de 101 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ à 5715 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ pour des teneurs totales d'environ 250 mg/kgMS. Brun et al. (2001) ont également mesuré plus de 100 $\mu\text{g}/\text{kgMS}$ de cuivre extrait par le chlorure de calcium (0.01mol.l⁻¹) pour des teneurs initiales variant de 20 à 250 mg/kgMS.*

²² Toutes les comparaisons avec la littérature s'appuient sur des résultats d'extractions réalisées avec du chlorure de calcium (0,01 mol.l⁻¹) pendant un temps de mélange de 2h.

Zn. Les concentrations échangeables maximales sont respectivement de 1.5 mg/kgMS et de 2.3 mg/kgMS dans les zones « *Phalaris arundinacea* » et « *Typha latifolia* ». *Bedell et al.(2009) ont mesuré environ 7 mg/kgMS de Zn échangeable pour des teneurs totales d'environ 640 mg/kgMS ou encore celles trouvées par Pueyo et al.(2004) qui ont mesuré des teneurs comprises entre 0,22 mg/kgMS et 217 mg/kgMS pour des teneurs totales comprises entre 1000 et 2000 mg/kgMS.*

Les faibles teneurs en Cd, Cu et Zn mobilisables par CaCl₂ sont cohérentes avec la relative faible valeur de CEC mesurée dans chacune des zones (cf. paragraphe 3.2.3.1). D'autres cations tels que K ou encore Mg sont mobilisables par CaCl₂: les teneurs extraites en potassium sont en moyenne de 89 mg/kgMS pour la zone « *Typha latifolia* » et de 170 mg/kgMS pour la zone « *Phalaris arundinacea* », ce qui représente entre 3 et 8% de la teneur initiale. Suite à un bilan molaire d'échanges cationiques, on observe que l'adsorption du calcium durant l'extraction ne s'explique pas entièrement par échange avec les cations. En effet, pour exemple, lors de la campagne d'août pour la zone « *Typha latifolia* », on note que 2,2 mmoles de calcium sont adsorbés sur le solide au cours de l'extraction ce qui équivaut à 4,4 mmoles de charges qui ont pu, dans l'absolu, être échangées. Or, seulement 1,1 mmoles de charges positives (principalement potassium, magnésium et sodium) ont été libérées de la matrice solide au cours de l'extraction. On peut penser que des mécanismes de sorption de cations ont lieu pendant cette extraction limitant ainsi le processus d'échange.

En conclusion, les processus d'échanges du Zn, Cd et Cu sont limités dans notre matrice.

3.4.1.2 Mobilité du cadmium

Tableau D-24 Teneurs et pourcentages de cadmium extrait ($[Cd]_{\text{extrait}}/[Cd]_{\text{sédiment}}$)

| | | Tampon d'acétate | | DTPA | |
|-----------------------------|----------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| | | Concentration (mg/kgMS) | Pourcentage | Concentration (mg/kgMS) | Pourcentage |
| <i>Typha latifolia</i> | Juin | 0,82 | 21% | 0,67 | 17% |
| | Août | 1,03 | 24% | 0,92 | 21% |
| | Décembre | 0,84 | 21% | 0,48 | 12% |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | Juin | 1,02 | 32% | 0,95 | 30% |
| | Août | 1,08 | 42% | 1,07 | 42% |
| | Décembre | 1,31 | 25% | 0,95 | 25% |

Les teneurs en cadmium mobilisables par le tampon d'acétate et le DTPA sont, de façon non surprenante, faibles, inférieures à 1,3 mg/kgMS [Tableau D-24]. Dans la zone *Typha latifolia*, hormis au mois de décembre, le cadmium est mobilisable par le tampon d'acétate dans les mêmes proportions que par le DTPA, ce qui représente environ 20% des teneurs totales. Dans la zone *Phalaris arundinacea*, on observe également une équi-répartition du cadmium entre les fractions mobilisables par le tampon d'acétate et le DTPA, ce qui représente entre 25 et 42% des teneurs totales. Dans toutes les zones, **on en conclut que les réactions**

acido-solubles et de complexation contrôlent la mobilité du cadmium dans les mêmes proportions.

Dans la littérature, les fractions métalliques mobilisables par le tampon d'acétate et le DTPA sont respectivement assimilées aux carbonates et à la matière organique. Si le cadmium est identifié dans la littérature pour être l'un des métaux les plus mobiles et présent sous la forme échangeable, il n'est pas étonnant de le retrouver associé aux carbonates ou à la matière organique dans des sols enrichis en ces deux constituants. Charlesworth et al. (2005) ont évalué dans des dépôts urbains la fraction oxydable (qui peut être associée à la matière organique) entre 20% et 76% et la fraction acido-soluble entre 17 et 64%.

Quelle que soit la zone, les pourcentages de cadmium extraits par le tampon d'acétate et le DTPA augmentent entre les prélèvements de juin et d'août et diminuent entre les prélèvements d'août et de décembre. Cette évolution est surtout significative pour la zone *Phalaris arundinacea*.

3.4.1.3 Mobilité du zinc

Tableau D-25 Teneurs extraites en zinc et pourcentages ($[Zn]_{\text{extrait}}/[Zn]_{\text{horizon}}$)

| | | Tampon d'acétate | | DTPA | |
|------------------------------------|----------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| | | Concentration (mg/kgMS) | Pourcentage | Concentration (mg/kgMS) | Pourcentage |
| <i>Typha latifolia</i> | Juin | 349 | 25% | 353 | 25% |
| | Août | 310 | 19% | 430 | 26% |
| | Décembre | 339 | 24% | 383 | 27% |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | Juin | 297 | 25% | 313 | 25% |
| | Août | 248 | 20% | 233 | 20% |
| | Décembre | 297 | 20% | 295 | 20% |

Dans les deux zones, le zinc est mobilisable dans les mêmes proportions par le tampon d'acétate et le DTPA [Tableau D-25], représentant environ 25% des teneurs totales. Ainsi, dans cette matrice, la zone végétalisée, les réactions acido-soluble et de complexation contrôlent la mobilité du zinc dans les mêmes proportions pour toutes les zones. *De nombreuses études menées sur des « sédiments urbains »²³ soulignent l'affinité du zinc pour les carbonates et la prédominance de cette phase porteuse [Stone et Marsalek, 1996; Banerjee, 2003; Charlesworth et al., 2005 ; Lee et al., 2005]. Durand (2003) a ainsi déterminé plus de 50% du zinc dans une phase « échangeable/acido-soluble » (mesuré avec de l'acide acétique) dans des sédiments avec des caractéristiques physico-chimiques proches de notre matrice (80g/kgMS de calcium en moyenne, 20% de matière organique).*

²³ Le terme de sédiment urbain est régulièrement employé par les auteurs et désigne les dépôts qui se forment à la surface des bassins. Ce terme désigne parfois les dépôts de balayage qui s'accumulent au bord des rues.

On note qu'il n'y a pas d'effet du facteur croisé « saison*espèce » pour le zinc extractible par le tampon. Le pool acido-soluble de zinc est stable dans le temps et il n'y a pas d'influence de la végétation. Globalement, les conditions rhizosphériques spécifiques à chacune des espèces n'ont pas d'impact sur le pool acido-soluble. Nous rappelons parallèlement que les variations de pH et de carbonates sont relativement faibles. Il y a par contre un effet du facteur croisé « saison*espèce » pour le Zn extractible par le DTPA, même si les variations de concentrations extractibles sont faibles. Un test de Tukey montre que les espèces *Phalaris arundinacea* et *Typha latifolia* se distinguent en août et décembre. Ce test ne montre aucun effet temporel.

Enfin, il est important de noter qu'une forte corrélation est observée entre les teneurs en carbonates, les teneurs en zinc extractibles par le tampon d'acétate et les teneurs en calcium extractibles par le tampon d'acétate :

$$\text{(coeff. Zntampon/Carbonates} = 0,79 ; \text{coeff. Zntampon/Catampon} = 0,76 ; \\ \text{coeff. Catampon/Carbonates} = 0,79).$$

L'extraction par le tampon d'acétate permet de mobiliser au minimum 67% du calcium, (environ 67% du Ca de l'horizon provient des carbonates). Ce résultat confirme que cette extraction permet de dissoudre efficacement les carbonates et le calcium associé. D'autre part, on observe une indépendance entre les paramètres organiques et les teneurs en zinc extractibles par le tampon. On peut donc en conclure que le zinc extrait par le tampon par dissolution acide est peu associé à la matière organique.

3.4.1.4 Mobilité du cuivre

Tableau D-26 Teneurs extraites en cuivre et pourcentages associés

| | | Tampon d'acétate | | DTPA | |
|-----------------------------|----------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| | | Concentration (mg/kgMS) | Pourcentage | Concentration (mg/kgMS) | Pourcentage |
| <i>Typha latifolia</i> | Juin | 11,31 | 5% | 60,57 | 25% |
| | Août | 27,63 | 11% | 127,17 | 53% |
| | Décembre | 21,23 | 9% | 97,56 | 41% |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | Juin | 23,80 | 9% | 98,09 | 41% |
| | Août | 42,90 | 13% | 81,67 | 52% |
| | Décembre | 41,0 | 24% | 114,20 | 46% |

Quelle que soit la zone considérée, la fraction mobilisable par le DTPA représente une part plus importante que la fraction mobilisable par le tampon d'acétate (de 2 à 5 fois supérieure) [Tableau D-26]. Ces valeurs mettent ainsi en avant une forte affinité du cuivre pour la matière organique confirmée par la forte corrélation entre la teneur totale en carbone organique et les teneurs en cuivre extraites par le DTPA (coeff._{Co_{org}/Cu_{dtpa}}=0,80). Le DTPA extrait beaucoup plus de matière organique que le tampon d'acétate comme l'indique la mesure d'absorbance de la solution extraite à 254 nm nettement plus élevée dans les échantillons extraits par le DTPA. Ainsi, pour un échantillon donné (*Typha latifolia*/juin) avec une dilution

- **Cadmium**

Les extractions chimiques réalisées ne permettent pas d'expliquer la biodisponibilité du cadmium dans ces horizons. La faible accumulation de cadmium par les deux espèces ainsi que les faibles teneurs extractibles dans l'horizon rendent plus difficile la mise en relation entre mobilité du cadmium et teneurs accumulées par la plante.

- **Cuivre**

Seules les teneurs en cuivre extractibles par le DTPA sont corrélées positivement aux teneurs en Cu dans les parties souterraines (coeff=0,72). Cette corrélation est accompagnée d'une corrélation positive entre teneurs dans les parties souterraines et teneurs en carbone organique dans l'horizon (coeff=0,77).

- **Zinc**

Là encore, seules les teneurs en zinc extractibles par le DTPA sont corrélées positivement aux teneurs dans les parties souterraines (coeff= 0,64). On peut également souligner une corrélation négative entre les teneurs en zinc au sein des parties aériennes et des teneurs extraites par le DTPA avec un coefficient de corrélation égal à -0,78 (p=0,0001). D'autre part, le zinc est le seul élément pour lequel on trouve une corrélation positive entre les teneurs totales en zinc dans le sédiment et les teneurs en zinc dans les parties racinaires (coeff.=0,78).

Le DTPA est ainsi le seul extractant permettant d'obtenir une corrélation positive entre les teneurs mobilisables et les teneurs métalliques dans les plantes. *Sterckeman (2008) précise que la pertinence d'un extractant chimique est le plus souvent jugé par le degré de corrélation entre les teneurs extractibles et les teneurs métalliques mesurées dans la plante pour un même sol contaminé à des degrés variables voire pour des sols différents. Les résultats vont dans le même sens que ceux obtenus par différents auteurs [Lebourg et al., 1996 ; Brun et al., 2001] qui identifient le DTPA comme un des extractants permettant d'obtenir une corrélation positive entre teneurs mobilisables et teneurs métalliques accumulées dans les plantes.*

3.5 Que retenir de ce chapitre ?

L'horizon de surface d'une dizaine de cms dans notre étude présente par rapport au substratum en profondeur un fort enrichissement en éléments majeurs, en azote, en métaux, une texture fine. Le matériau prélevé à la surface du bassin est un matériau complexe qui découle de l'apport de particules en suspension entraînées par les eaux pluviales et présente ainsi des caractéristiques radicalement différentes du substrat en profondeur.

3.5.1 Des paramètres stables et peu sensibles au développement du couvert végétal

- **Les teneurs totales en éléments majeurs (K, Mg, Ca, Al, Fe), le pH, les teneurs totales en azote et phosphore** sont très peu variables que ce soit en fonction du couvert végétal ou de la saison. Les teneurs en éléments majeurs, essentiellement associés à la composition minéralogique des particules entraînées par les eaux pluviales sont insensibles aux variabilités dues aux réactions physico-chimiques potentielles dans la rhizosphère. De même, même si le cycle de l'azote est soumis à l'influence des cycles biologiques de chaque espèce, il n'en ressort aucun impact marqué sur les teneurs en azote dans le sol. L'apport considérable en azote par l'arrivée d'eaux pluviales dans le bassin masque les apports possibles par la végétation.
- **Les teneurs en carbonates, la capacité d'échange cationique, les teneurs en métaux sont des paramètres présentant des différences entre zones mais dans un intervalle restreint. Ces paramètres présentent peu de variabilité saisonnière.** La composition minéralogique du substratum (fluvioglaciaire fortement carbonaté) contrôle la teneur en carbonates. Si l'on détecte de légères différences entre les zones végétalisées, ce paramètre est globalement stable dans le temps. Dans une moindre mesure, la capacité d'échange cationique évolue légèrement entre les horizons de surface colonisés par les trois espèces mais avec une variabilité inférieure à 41 méq/kgMS entre les différentes zones.

3.5.2 Les paramètres plus sensibles au développement de la végétation

D'autres paramètres semblent plus directement sous l'influence du développement d'un couvert végétal et de la dynamique saisonnière. La matière organique, la texture de l'horizon de surface, la quantité de fines bloquées par les plantes et les évolutions saisonnières des ions mobiles varient selon l'espèce. La Figure D-28 illustre les principaux éléments de discussion développés ci-dessous.

- **Texture**

La plante peut constituer une barrière physique bloquant les particules fines, barrière dont l'efficacité varie suivant l'espèce et les caractéristiques des parties aériennes et souterraines. *Typha latifolia* est une espèce produisant une forte biomasse aérienne. Les tiges

de cette espèce peuvent atteindre 2 m de haut et forment ainsi une barrière physique contribuant au dépôt des particules. A cela se rajoute le déploiement d'un réseau de rhizomes se développant massivement dans les premiers cms du sol. Cette espèce située à l'entrée du bassin va modifier la dynamique de transfert des particules contaminées dans le bassin et favoriser un stockage de la contamination à l'entrée du bassin. Ainsi, la masse de « dépôt » stockée dans cette zone représente de 2 à 3 fois la masse stockée dans les deux autres zones. Nous avons également observé une augmentation de la proportion de fines dans la zone *Typha latifolia* entre les prélèvements de juin et d'août (diminution de la taille des particules avec un diamètre d_{90} passant de $512 \mu\text{m}$ à $313 \mu\text{m}$ accompagnée d'une légère augmentation en Zn, Cd et Cu et augmentation de la teneur en carbone organique). Lors de sa sénescence, la barrière physique formée par cette espèce perd progressivement de son efficacité et les particules sont progressivement entraînées en aval de cette zone. On a ainsi observé entre les prélèvements d'août et de décembre, une évolution de la texture de l'horizon de surface dans la zone *Eleocharis palustris* située juste à l'aval de la zone colonisée par *Typha latifolia*. La texture évolue donc à la fois en fonction de la saison et de la zone.

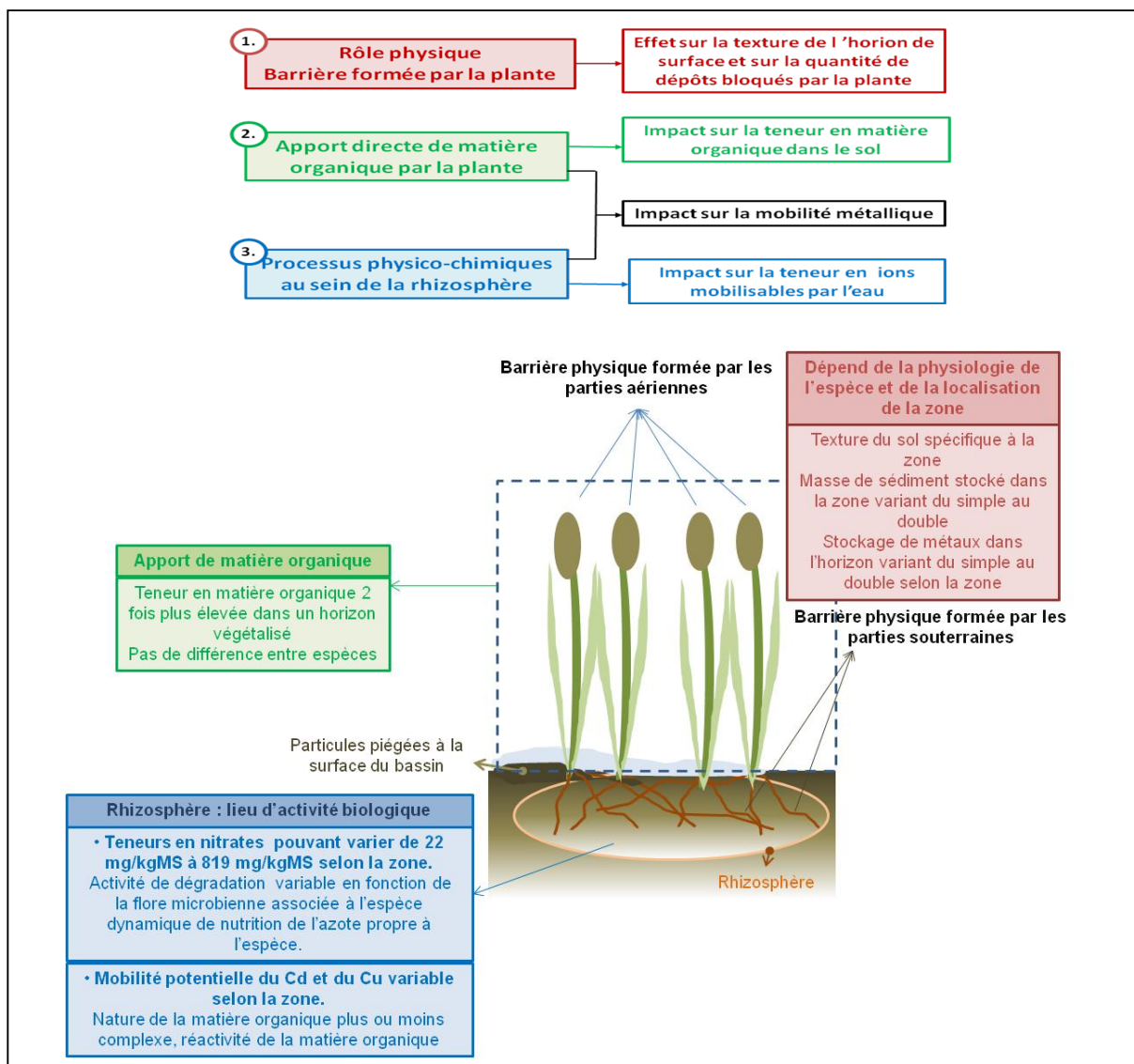


Figure D-28 Effet de l'espèce sur les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface

- **Enrichissement en matière organique**

Nous avons mesuré un enrichissement marqué entre les prélèvements réalisés par Badin (2007) dans une zone encore non végétalisée du bassin à cette date et les prélèvements réalisés dans des zones très densément végétalisées avec, en moyenne, des pertes au feu qui ont évolué de 10% à 20% et des teneurs en carbone organique évoluant de 4% à 12%. Cet enrichissement en matière organique peut notamment être relié au cycle biologique de la plante et à un apport végétal suite à la sénescence de la plante. Des études antérieures [Durand, 2003 ; Durin, 2006] menées sur l'horizon de surface d'un bassin d'infiltration végétalisé ont fait ressortir la part importante des substances humiques dans la composition de la matière organique. Ils ajoutent que ces substances humiques proviennent de résidus végétaux transportés par les eaux ou issus de la végétation se développant *in situ*, soumis à l'activité bactérienne. L'apport naturel de matière organique vient donc s'ajouter à l'apport anthropique par le dépôt de particules fines fortement organiques véhiculées par les eaux pluviales. Toutefois, si l'effet du développement de la végétation est certainement à l'origine de cet enrichissement, nous ne pouvons pas non plus classer ce paramètre comme faisant partie des plus sensibles à l'hétérogénéité du couvert végétal dans le bassin. On observe bien des variabilités de la teneur en carbone organique entre les trois zones, ainsi qu'une variabilité saisonnière mais les fourchettes de variabilité restent relativement petites. Les phénomènes de dégradation de la matière organique peuvent compenser un apport et les fluctuations dans les teneurs en carbone organique sont difficilement associables à ces différents processus.

- **Réactivité physico-chimique au sein de la rhizosphère**

Les paramètres physico-chimiques présentant les plus grandes variabilités saisonnières et spatiales sont les ions mobilisables par l'eau, en particulier les ions sulfates et nitrates. Les ions sulfates ont par exemple varié entre 29 mg/kgMS et 342 mg/kgMS (*Typha latifolia*) et les ions nitrates ont évolué entre 120 mg/kgMS et 800 mg/kgMS (*Phalaris arundinacea*). **La rhizosphère (sphère d'influence des racines) est le lieu d'échanges d'éléments ioniques entre la plante, le sol et les micro-organismes. La plante peut prélever mais également libérer des ions par le biais des exsudats racinaires. La rhizosphère est également le lieu privilégié pour la dégradation de la matière organique par les micro-organismes associés.**

En période estivale, les teneurs en sulfate augmentent que ce soit dans la zone *Typha latifolia* ou *Phalaris arundinacea*, signe que l'horizon de surface est plus fréquemment sous conditions aérobies. D'autre part, la période estivale est propice à une activité biologique plus intense et on observe, par exemple, une augmentation prononcée des teneurs en nitrates entre les prélèvements de juin et d'août dans la zone *Phalaris arundinacea*. L'augmentation des teneurs en nitrates s'explique par une phase active de nitrification en conditions aérobies.

La dynamique d'échanges ioniques au sein de la rhizosphère est propre à l'espèce. Nous avons ainsi observé une dynamique saisonnière spécifique aux trois espèces. Ces paramètres sont particulièrement à prendre en compte dans le cadre des études sur la dynamique de la contamination des ouvrages végétalisés.

3.5.3 Une mobilité métallique dépendant de plusieurs facteurs

Globalement, les espèces ont présenté les mêmes concentrations maximales en Zn, Cu et Cd au sein des parties souterraines avec respectivement environ 500 mg/kgMS de Zn, une dizaine de mg/kgMS de Cu et quelques mg/kgMS de Cd. Le pic de croissance (août) et le stade

de sénescence de la plante (décembre) sont les stades où la concentration métallique peut être maximale au sein des parties souterraines, selon que l'espèce privilégie l'absorption des métaux lors de la phase principale de croissance avant le pic ou que l'absorption se fait tout au long de la croissance [Figure D-29]. Les espèces végétales vont principalement se distinguer par la concentration métallique au sein des parties aériennes. En fin de croissance, la concentration en Zn peut par exemple être multipliée par 6 d'une espèce à l'autre. Le phénomène de translocation des métaux vers les parties aériennes peut être principalement être à l'origine de ce résultat. Maintenant, la proportion de métal stocké dans la plante représente une très faible part par rapport au stockage dans l'horizon de surface. Plus de 95% du zinc est stocké au sein de l'horizon de surface. L'étude de la mobilité métallique représente donc l'enjeu-clé dans cet horizon multi-contaminé.

Dans cette matrice, les processus de précipitation et d'adsorption chimique (spécifique) sont prépondérants par rapport à la sorption non spécifique, comme les échanges de cations. Si l'on a pu regrouper globalement les paramètres physico-chimiques selon leur stabilité temporelle et spatiale, la variabilité de la mobilité métallique est d'abord dépendante du métal :

- La **mobilité potentielle du zinc** rejoint la classe des paramètres relativement stables dans ce matériau complexe multi-contaminé. 25% du zinc est associé aux carbonates quelles que soient la zone et la saison. Cette proportion est la même pour l'association zinc-matière organique. On peut supposer que le zinc est relativement piégé au sein d'autres phases porteuses notamment plus stables qui n'évolueront pas sous l'influence de la plante.
- La **mobilité potentielle du cadmium et du cuivre** se montre davantage sensible à une évolution spatio-temporelle. Le cadmium est associé à parts égales aux carbonates et à la matière organique. Le cuivre est, quant à lui, essentiellement associé à la matière organique, cette fraction pouvant atteindre 50% des teneurs totales dans l'horizon. Cette mobilité va se montrer sensible à la variabilité spatiale : que ce soit pour le cadmium ou le cuivre, les phases métalliques liées aux carbonates et à la matière organique représentent des proportions plus importantes dans la zone *Phalaris arundinacea*. Comme hypothèse, nous pouvons évoquer la réactivité et la complexité de la matière organique, paramètre propre à l'espèce. Un apport de matière organique d'origine végétal dans le sol peut être à l'origine de cette complexité. Il est possible que la matière organique d'origine végétale qui vient enrichir l'horizon de surface colonisé par *Phalaris arundinacea* soit moins condensée, moins complexe et piège moins fortement les métaux.

Sur le plan de l'évolution temporelle de la mobilité, seule la zone colonisée par *Phalaris arundinacea* va présenter une évolution saisonnière pour le cadmium. Cette évolution suit la même tendance que les teneurs en sulfates et en nitrates lixiviables. L'augmentation des teneurs en nitrates peut être rapprochée du processus de nitrification et donc de la dégradation de la matière organique. Edward *et al.* (2006) ont mis en évidence que le processus de nitrification pouvait être le processus dominant parmi les processus de minéralisation lors de la croissance de *Phalaris arundinacea* dans des conditions « aérobies ». En conditions aérobies, l'hydrolyse de la matière organique fragilise les liaisons du cadmium avec la matière organique et le libère plus facilement.

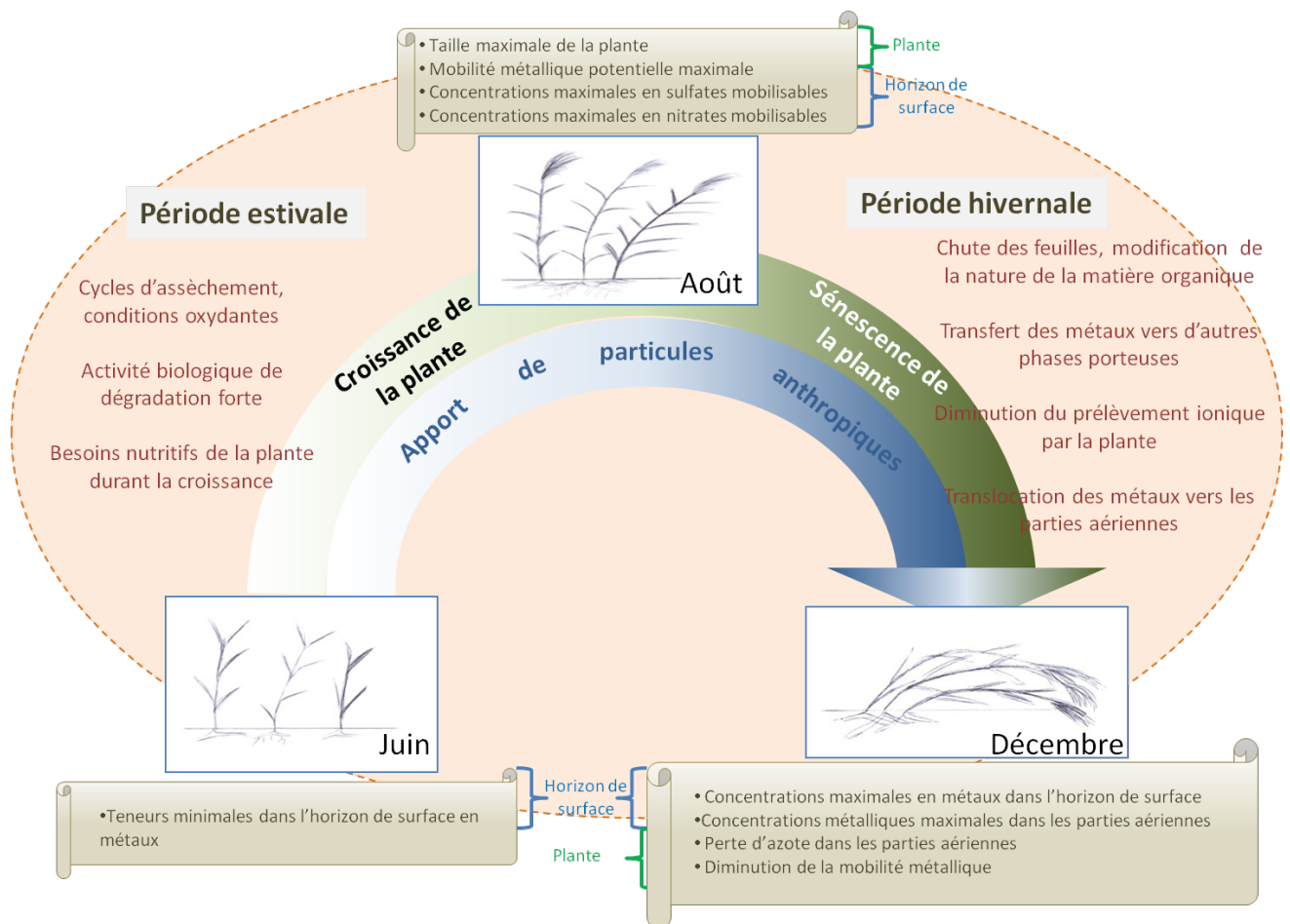


Figure D-29 Evolution saisonnière des caractéristiques physico-chimiques

Chapitre E Synthèse et perspectives



L'objectif général de ce doctorat était d'améliorer les connaissances sur la végétation se développant dans les bassins de récupération d'eaux pluviales et sur les interactions entre ces plantes et l'horizon de surface contaminé, en s'appuyant intégralement sur une démarche de terrain et en privilégiant l'étude *in situ* du développement de la végétation.

Le bilan de ce doctorat va débiter par une synthèse des principaux résultats, suivi par des préconisations à l'attention des gestionnaires, des préconisations méthodologiques et se terminera par des perspectives scientifiques à plus ou moins long terme.

Sommaire du chapitre E

| | | |
|-----------------|--|------------|
| PARTIE 1 | SYNTHESE DES RESULTATS | 199 |
| 1.1 | BASSINS D'INFILTRATION ET DE RETENTION, DES ZONES HUMIDES URBAINES ? | 199 |
| 1.2 | UNE EVOLUTION SAISONNIERE ET SPATIALE EN PRESENCE DE VEGETATION | 200 |
| 1.3 | LIEN ENTRE CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES, MOBILITE ET ACCUMULATION METALLIQUE | 203 |
| 1.4 | REFLEXION SUR LA DEMARCHE GENERALE DE TRAVAUX MULTI-PARAMETRIQUES <i>IN SITU</i> DANS DES OUVRAGES TRES VARIES | 203 |
| PARTIE 2 | PRECONISATIONS ET PERSPECTIVES | 205 |
| 2.1 | PRECONISATIONS METHODOLOGIQUES | 205 |
| 2.2 | PERSPECTIVES SCIENTIFIQUES | 206 |
| 2.2.1 | Etude de la dynamique de succession végétale | 206 |
| 2.2.2 | Compréhension des mécanismes physico-chimiques en systèmes contrôlés | 206 |
| 2.2.3 | Une meilleure caractérisation de la plante en tant que source de matière organique | 206 |
| 2.2.4 | Vers une meilleure caractérisation du pouvoir d'accumulation des plantes | 207 |
| 2.2.5 | Poursuivre la détermination des flux de métaux des sédiments à la plante | 207 |
| 2.2.6 | Repositionnement de ces travaux dans l'OTHU | 208 |
| 2.3 | A L'ATTENTION DES GESTIONNAIRES | 209 |

Partie 1 Synthèse des résultats

1.1 Bassins d'infiltration et de rétention, des zones humides urbaines ?

Les bassins de rétention et d'infiltration, de part leur fonction de stockage temporaire des eaux pluviales, peuvent être couramment assimilés à des zones humides²⁶. Ce doctorat a permis, à travers l'étude de la flore, d'identifier clairement certaines spécificités de ce milieu : sa diversité, sa structure et son évolution.

S'il est usuellement indiqué qu'une zone humide se caractérise par une végétation hydrophile [Reddy et Delaune, 2008], les zones humides peuvent également être élargies à des milieux tels que des prairies humides, montrant un niveau d'humidité moindre et avec une flore plus diversifiée. En partant de ce constat, nos résultats nous permettent de conclure que les bassins de récupération des eaux pluviales vont représenter un large éventail des typologies de zones humides. La diversité des bassins se caractérise tant par le nombre d'espèces recensées dans l'ouvrage que par les caractéristiques des espèces dominantes.

Ces milieux peuvent être perçus comme des systèmes jeunes, la colonisation par la végétation étant plus récente qu'une dizaine d'années.

Sur ces six ouvrages, on a notamment pu révéler une graduation des exigences en eau des espèces dominantes, accompagnée d'une graduation de la biodiversité [Figure E-1]: nous avons étudié des ouvrages exclusivement colonisés par des héliophytes qui se caractérisent par une faible biodiversité (<10 espèces) ; un ouvrage colonisé par des espèces caractéristiques de prairie humide avec une biodiversité moyenne (18 espèces) ; un ouvrage colonisé par une végétation rudérale qui se développe dans des milieux plutôt secs et forme des patches de végétation plus diversifiés (>50 espèces) ; et enfin un ouvrage qui se caractérise, sur une partie du bassin, par une végétation caractéristique de zone humide et sur une autre partie, par une végétation caractéristique d'une prairie.

La biodiversité, indépendante de la superficie du bassin, va être gouvernée par la physiologie des espèces qui se développent dans l'ouvrage et leur organisation (sous forme de patches pour les héliophytes ou au contraire sous forme d'une mosaïque mélangeant de nombreuses espèces). Nous pouvons conclure qu'une large gamme de flore est apte à s'installer dans ces ouvrages. En effet, nous avons observé une bonne diversité de végétaux. Nous n'avons pas recensé de flore particulièrement adaptée aux sols métallifères, comme celle qui peut être présente dans des sites et sols fortement contaminés [Remon E., 2006].

²⁶ Zone humide : Une zone humide est définie comme un terrain se caractérisant par la présence d'eau à la surface ou à proximité de la surface du sol pendant une période donnée, par un sol saturé et présentant des périodes temporaires ou permanentes d'anaérobiose et enfin par une végétation hydrophile, caractérisée par des plantes pouvant s'adapter à des conditions de sols saturés [Reddy et Delaune, 2008 ; Mitsch et Gosselink, 2007].

Nous avons spécifiquement montré que l'eau est un paramètre structurant la distribution de la végétation. On a ainsi pu repérer, entre autres, l'agencement naturel de la flore caractéristique d'un étang dans la zone la plus humide d'un bassin d'une superficie de 8000 m². Nous avons vu que dans les bassins assimilables à des zones humides, la végétation s'organisait en patchs recouvrant ainsi 100% de la surface au sol alors que dans les zones les plus sèches, les plus caillouteuses, la flore se développait sous forme de mosaïques regroupant une variété d'espèces sans véritable organisation. La structure de cet écosystème se dessine donc en fonction de la quantité d'eau arrivant dans l'ouvrage, du cheminement de l'eau, et des zones de stagnation et d'infiltration privilégiés...

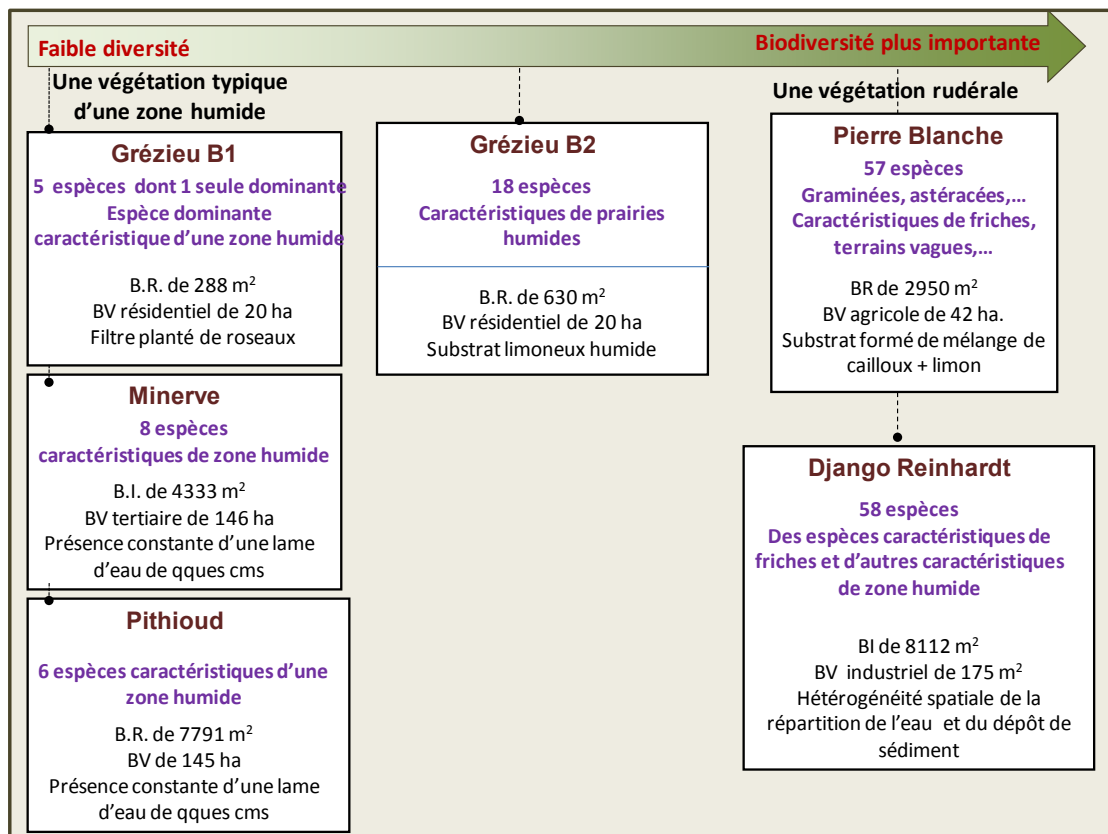


Figure E-1 Diversité des bassins

Nous avons vu que ce système évoluait naturellement dans le temps : 10 ans après l'introduction volontaire de 30 espèces dans un bassin de 4000 m², nous avons pu observer une considérable réduction de la biodiversité avec une flore essentiellement composée d'espèces identifiées pour le traitement des eaux et organisée en patchs d'amont en aval. La végétation s'adapte aux conditions édaphiques du milieu et le processus naturel de compétition entre espèces conduit à l'élimination des espèces les moins résistantes.

1.2 Une évolution saisonnière et spatiale en présence de végétation

Les études scientifiques sur le transfert des polluants font toujours l'objet d'une stratégie d'échantillonnage temporelle, le plus souvent en lien avec la pluviométrie, et d'une

stratégie spatiale, pouvant aller d'un échantillon moyen à un quadrillage systématique de l'ouvrage. Ce doctorat a mis en évidence la pertinence d'une stratégie temporelle et spatiale en fonction de la présence de la végétation :

- ❖ **temporelle** suivant la dynamique de croissance de la plante.
- ❖ **spatiale** suivant des zones colonisées par des espèces dominantes.

La **stratégie saisonnière** a permis de regrouper, dans les matériaux les plus anthropiques, les paramètres physico-chimiques en deux catégories : des paramètres stables sur la période des six mois de l'étude (essentiellement éléments majeurs) et ceux qui évoluent avec la croissance de la plante (teneurs en métaux, texture, sulfates, nitrates, métaux mobilisables par le DTPA et dans une moindre mesure par le tampon d'acétate). Ces derniers paramètres sont essentiellement liés au cycle de la matière organique mais également dans une moindre mesure au changement d'oxygénation du milieu.

Différentes hypothèses d'évolution du matériau peuvent être données dans le contexte d'un bassin fortement soumis à l'anthropisation [Figure E-2]:

- ❖ **Au cours de la période estivale**, nous avons observé une augmentation des teneurs en nitrates, des teneurs en sulfates et de la fraction métallique liée à la matière organique par complexation, essentiellement pour le cuivre, métal connu pour son affinité à la matière organique (chapitre C/partie 3).
- ❖ **Au moment de la sénescence**, nous avons observé une chute de la mobilité métallique des métaux avec notamment une chute de la part des métaux associés à la matière organique. On a ainsi fait l'hypothèse d'une évolution de la matière organique, plus condensée piégeant plus fortement les métaux (chapitre C/partie 2).
- ❖ **Au fil de la croissance de la plante**, nous avons observé une évolution de la texture vers une texture fine ainsi qu'une augmentation de la teneur en métaux, à relier avec l'apport de particules anthropiques.

Cette stratégie saisonnière a également démontré que, dans un matériau très peu affecté par le dépôt de particules anthropiques, la variabilité temporelle était faible hormis pour les teneurs en sulfates, signes de modifications de condition rédox.

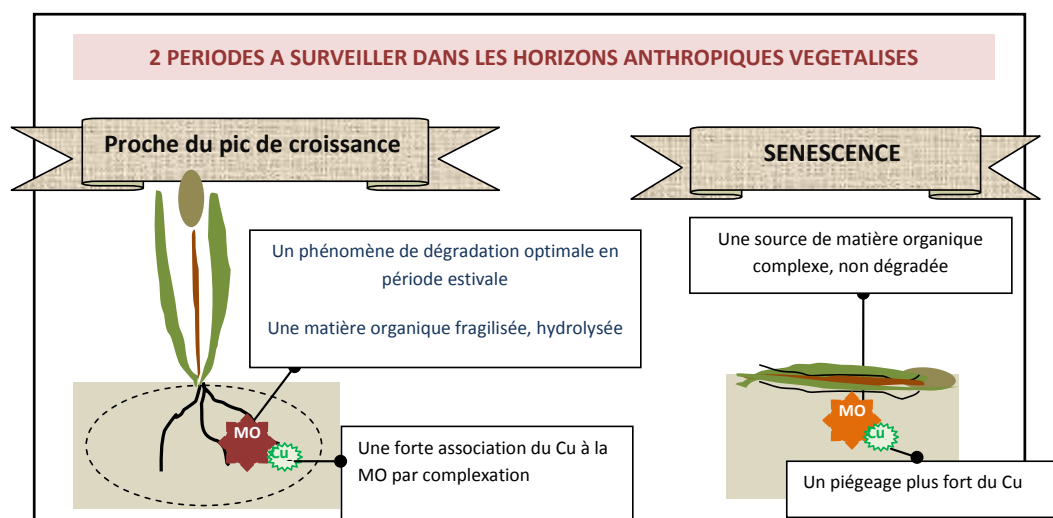


Figure E-2 Moments critiques au cours du cycle saisonnier

La **stratégie spatiale** a conduit à l'identification des mêmes paramètres physico-chimiques qui sont donc variables à la fois spatialement et temporellement. Nous avons montré que les paramètres les plus variables spatialement étaient la texture, les teneurs en anions et la mobilité métallique. Nous avons ainsi fait l'hypothèse que ces différences pouvaient être reliées à la fois au rôle physique joué par la plante en tant que barrière physique pour les particules, variable selon la physiologie de la plante et sa position dans le bassin, ainsi qu'aux processus physico-chimiques au sein de la rhizosphère (dégradation de la matière organique spécifique à la rhizosphère de l'espèce, nutrition de la plante spécifique à l'espèce).

En conclusion, le Tableau E-1 donne les valeurs minimales et maximales mesurées au cours de nos travaux, ce qui renforce la très grande variabilité des caractéristiques physico-chimiques des bassins.

Tableau E-1 Synthèse des variations des paramètres mesurés dans les différents ouvrages

| Paramètre | Fourchette de valeurs des paramètres suivis dans les différents sites | Paramètre | Fourchette de valeurs des paramètres suivis dans les différents sites |
|-----------------------------|---|-------------------------------|---|
| MO (%) | 2.6 – 20.4 | CEC | 71.6-172 |
| C _{ORG} (g/kgMS) | 4.9 – 120.5 | NO ₃ ⁻ | 7-998 |
| Zn (mg/kgMS) | 70 -1646 | SO ₄ ²⁻ | 30-348 |
| Cu (mg/kgMS) | 19.6 -240.6 | Zn _{CaCl2} (%) | 0 |
| Cd (mg/kgMS) | 0.11 – 5.27 | Zn _{tampon} (%) | 5.9-61.4 |
| Ca (g/kgMS) | 3.4 - 99.9 | Zn _{DTPA} (%) | 4.6-48.7 |
| Mg (g/kgMS) | 4.1 – 7,4 | Cd _{CaCl2} (%) | 0 |
| K (g/kgMS) | 1.6-2.7 | Cd _{tampon} (%) | 17.5-42.0 |
| Fe (g/kgMS) | 16.6-24.3 | Cd _{DTPA} (%) | 14.5-51.9 |
| Al (g/kgMS) | 11.4-16.2 | Cu _{CaCl2} (%) | 0 |
| N _{total} (g/kgMS) | 1.6 - 6.9 | Cu _{tampon} (%) | 1.3-24.0 |
| P _{total} (/kgMS) | 1.0 – 1,2 | Cu _{DTPA} (%) | 20.5-69.6 |
| Carbonates (g/kgMS) | 10 – 169.1 | | |

— Paramètres les plus variables

1.3 Lien entre caractéristiques physico-chimiques, mobilité et accumulation métallique

Ce doctorat a montré que les métaux étaient extrêmement peu mobiles sous forme échangeable dans ces horizons de surface quel que soit le niveau de contamination. Elle a permis de souligner que les phases porteuses, carbonates et matière organique, contrôlaient fortement la mobilité des métaux dans les deux horizons les plus contaminés alors qu'ils sont piégés dans d'autres phases, voire des phases résiduelles plus stables, dans l'horizon le plus argileux épargné par la contamination.

L'étude de la mobilité par extraction sélective constitue un très bon outil complémentaire de caractérisation de la matrice. On obtient de bonnes relations entre certains paramètres physico-chimiques et mobilité métallique : ainsi, la relation connue dans la littérature entre le cuivre et la matière organique a été confortée non seulement par les fortes teneurs extraites par le DTPA mais également par les fortes corrélations entre teneurs en cuivre extraites par le DTPA et teneurs en carbone organique.

L'utilisation des extractions sélectives est tout à fait pertinente lorsque l'objectif ciblé est de comparer des échantillons. Cette technique permet cependant de caractériser qualitativement la mobilité mais ne permet pas de bilan quantitatif. La complexité de composition de l'horizon de surface rend difficile la mise en relation de la mobilité potentielle des métaux avec leur accumulation par la plante.

L'utilisation de ces extractions sélectives a montré ses limites lorsqu'on souhaite mettre en relation la mobilité potentielle avec l'accumulation des métaux par les plantes. Nous avons dit à différentes reprises que de nombreux auteurs relient la concentration de l'élément dans la plante avec sa forme chimique dans le sol et concluent à sa plus ou moins grande biodisponibilité. Dans le contexte le plus anthropique, nous avons principalement détecté une corrélation positive entre les teneurs extraites par le DTPA et les teneurs accumulées par les parties souterraines qui révèle que le DTPA permet dans ce contexte d'évaluer les pools de Zn et de Cu potentiellement disponibles pour la plante.

Nous avons observé des teneurs du même ordre de grandeur accumulées par les espèces mais des évolutions saisonnières des teneurs accumulées par la plante propres à l'espèce et au métal concerné.

1.4 Réflexion sur la démarche générale de travaux multi-paramétriques *in situ* dans des ouvrages très variés

Les travaux se basant intégralement sur une démarche de terrain ont principalement permis d'établir une signature des caractéristiques bio-physicochimiques de l'horizon de surface des ouvrages étudiés. Ce travail essentiellement descriptif permet de défricher et de cibler les paramètres à étudier dans un milieu aussi complexe. L'intérêt d'une démarche *in situ* est ainsi de laisser les plantes effectuer leur cycle de croissance dans leur milieu naturel en les laissant interagir avec leur environnement. Le caractère innovant de cette démarche repose sur l'imbrication des choix méthodologiques entre les deux étapes de la thèse : le choix des zones échantillonnées pour les travaux physico-chimiques est issu de l'identification des espèces dominantes lors de l'étude floristique des bassins.

Par contre, le choix d'une méthodologie de terrain entraîne des difficultés de suivi de certains paramètres :

- La mesure des paramètres de croissance est soumise aux aléas climatiques. Aussi avons-nous observé que les plantes avaient tendance à se coucher, à être fragilisées voire à se casser, à cause de perturbations mécaniques dues à l'arrivée d'eau et du vent, plus spécifiquement lorsqu'on se situait en phase de sénescence de la plante. La mesure de paramètres tels que la teneur en chlorophylle, le poids des plantes s'est révélé délicat. Le suivi du stade de croissance de la plante demande un échantillonnage plus régulier, voire en conditions contrôlées avec des paramètres tels que la surface foliaire.
- Parmi les paramètres chimiques, le potentiel d'oxydoréduction, ciblé dans la littérature comme paramètre-clé dans la mobilité des métaux doit être suivi pour pouvoir expliquer les modifications de certains ions mesurés dans cette thèse.

D'autre part, ces travaux ont permis de conforter l'idée d'une grande variété d'ouvrages végétalisés de dimensionnement et de fonctionnement différents. Ces travaux apportent des données complémentaires de caractérisation de ces ouvrages. On note par contre des difficultés de comparaison de ces ouvrages aux caractéristiques très hétérogènes.

Partie 2 Préconisations et perspectives

2.1 Préconisations méthodologiques

L'analyse de l'évolution des paramètres physico-chimiques mesurés nous conduit à proposer une fréquence de mesures de différents paramètres sur l'horizon de surface afin de progresser dans la compréhension de la dynamique d'évolution de ces ouvrages [Tableau E-2].

Certains paramètres comme la fraction métallique mobilisable par le DTPA, les concentrations ioniques nécessiteraient d'être suivies régulièrement par le biais d'un échantillon par saison afin de suivre le cycle saisonnier de la plante. D'autres paramètres comme la perte au feu, la teneur en carbone organique sont à suivre de manière annuelle.

Tableau E-2 Proposition de suivi de paramètres physico-chimiques et fréquence de mesure

| Paramètre | Fréquence proposée de la mesure | Enseignement retiré |
|------------------------------------|---------------------------------|--|
| Teneur totale en MO | Annuelle | Evolution de la charge organique du sol. Si cette évolution peut être suivi en comparaison d'un sol non végétalisé, cela permet plus directement d'avoir une idée de l'enrichissement du à la végétation. |
| Teneur totale en carbone organique | | |
| Teneur en sulfates | Saisonnière | La variabilité saisonnière donne des indications sur l'évolution des conditions oxiques/anoxiques et la dynamique du soufre peut également avoir un impact sur le relargage des métaux. |
| Teneurs en nitrates | Saisonnière | La variabilité saisonnière donne des indications sur les périodes critiques pendant lesquelles le processus de nitrification est favorisé. |
| Teneurs en métaux | Annuelle | A priori, l'évolution des teneurs métalliques dans l'horizon dépend du bassin. Dans un bassin de petite taille (600m ² /Grézieu), une augmentation de la teneur au fil du temps a été observée alors qu'aucune tendance n'est ressortie dans un bassin fortement contaminé de grande surface (djangou). La variabilité des teneurs métalliques issue des apports anthropiques dans le bassin est à suivre à des intervalles plus longs. |
| Mobilité métallique | Saisonnière | La fraction du cuivre associée à la matière organique par complexation a montré la plus grande variabilité et elle doit être suivie à chaque saison avec une attention particulière au moment du pic de croissance de la plante. |
| Texture | Annuelle | Le processus d'évolution de la texture est lent avec un apport régulier de fines au fil des saisons. |

2.2 Perspectives scientifiques

2.2.1 Etude de la dynamique de succession végétale

Les travaux réalisés ont permis de dresser un portrait de la flore qui s'installe dans les bassins d'infiltration et de rétention. Il est maintenant temps de s'intéresser davantage à l'évolution de la flore dans un bassin et d'identifier les causes et la rapidité de cette évolution. La compréhension de ces mécanismes est fondamentale pour une meilleure gestion de ces milieux. Si nous avons constaté une nette évolution de la végétation en 9 ans en de fonctionnement d'un ouvrage, il est nécessaire, par un inventaire floristique annuel, d'analyser en détail la succession végétale dans un bassin donné. Par leurs propriétés bio-indicatrices, l'étude de l'évolution des espèces dominantes et leur distribution renseignera sur l'évolution des caractéristiques édaphiques du milieu.

Un autre point qui mérite l'attention des scientifiques et gestionnaires concerne la nature et la fréquence des perturbations de l'écosystème qui sont principalement toutes d'origine anthropique. Il peut être intéressant d'étudier l'influence du curage ou encore de la tonte, perturbations extrêmes, sur la dynamique successione de la végétation.

2.2.2 Compréhension des mécanismes physico-chimiques en systèmes contrôlés

Si l'on a pu repérer les facteurs sensibles à la variabilité spatiale et temporelle, ce sont principalement des hypothèses qui demandent à être confirmées par des expériences complémentaires en sélectionnant des zones avec et sans plante. Cependant, cette configuration est difficile à trouver dans un même bassin : dans les bassins suivis dans cette thèse, l'absence ponctuelle de végétation correspond à une zone caillouteuse avec peu ou sans dépôt à la surface et donc cette stratégie n'a pu être retenue.

Il convient peut être de revenir à des systèmes plus contrôlés en laboratoire : l'expérience peut consister à prélever un échantillon de l'horizon de surface d'un bassin et d'y faire pousser les espèces suivies au cours du doctorat et de comparer les échantillons avant et aux différents stades de croissance de la plante. On pourra ainsi détecter l'effet de la végétation sur un paramètre physico-chimique en conservant d'autres paramètres constants (teneur en eau notamment).

Enfin, dans ces systèmes contrôlés nous pourrions étudier la croissance de la flore suite à de fortes perturbations comme la tonte par exemple.

2.2.3 Une meilleure caractérisation de la plante en tant que source de matière organique

Nous avons vu qu'un grand nombre de résultats de ce doctorat sont à relier avec le cycle de la matière organique. Les plantes jouent un rôle dans ce cycle, à la fois en stimulant l'activité microbienne au sein de la rhizosphère et favorisant ainsi la dégradation de la matière organique mais également en constituant une source naturelle de matière organique. Il est donc nécessaire de mieux caractériser cette matière organique d'origine végétale et comprendre son rôle dans la mobilité métallique.

Tout d'abord, il convient de mieux définir la part de matière organique d'origine naturelle et celle d'origine anthropique dans l'horizon de surface. On peut citer les travaux de Durand (2003) qui donnent une idée de la proportion des différents constituants de la matière organique tels que les acides humiques, fulviques ou lipides. Ces fractions se distinguent notamment par leur poids moléculaire et leur degré de polymérisation. La complexité de la matière organique entraînera une rétention plus ou moins forte des métaux. La caractérisation de la capacité d'échange de protons de cette matière organique et son évolution avec la dynamique végétale pourrait par exemple permettre de progresser dans la quantification du potentiel de sorption des métaux. Une caractérisation plus précise de la composition de cette matière organique (suivant les approches menées par Durand (2003), permettrait de préciser sa complexité, son niveau de polymérisation et donc sa réactivité globale (surface d'échange solubilité potentielle, etc.).

Il faut donc poursuivre ces travaux par un suivi à différentes saisons de l'année et sur plusieurs années dans le but d'identifier l'évolution de la matière organique dans le sol notamment en raison de l'apport végétal. Il serait également pertinent de réaliser ces travaux dans différents contextes édaphiques, notamment en fonction du degré de contamination de l'ouvrage.

Ensuite, il est nécessaire de s'intéresser au compartiment végétal. Les pistes d'amélioration concernent l'étude de la vitesse de dégradabilité de la litière après chute des feuilles sur le sol, en fonction de l'espèce. Cette étude doit concerner dans un premier temps les espèces dominantes recensées dans ces travaux puis plus largement les espèces caractéristiques de ces bassins. On peut également mimer le vieillissement du mélange « litière+sédiment » et étudier l'évolution de la fraction métallique liée à la matière organique au début et à la fin de l'expérience.

2.2.4 Vers une meilleure caractérisation du pouvoir d'accumulation des plantes

Nous avons observé dans ces systèmes que la végétation accumulait logiquement plus dans les milieux contaminés mais une question persiste sur la quantité totale que ces plantes pourraient accumuler avant de présenter des signes de toxicité. Il serait intéressant de sélectionner les plantes dominantes caractéristiques des bassins d'infiltration et de rétention et d'évaluer le niveau de contamination métallique maximale qu'elles peuvent supporter, en sachant que les teneurs mesurés dans le bassin le plus anthropique représentent des teneurs déjà relativement élevées.

2.2.5 Poursuivre la détermination des flux de métaux des sédiments à la plante

Suite à ces travaux, il est maintenant nécessaire de développer une méthodologie *in situ* permettant une meilleure caractérisation des flux réels de métaux du sédiment vers la plante. Cette méthodologie pourrait être basée sur l'utilisation de signatures isotopiques de métaux comme le zinc ou le cuivre dans les différents compartiments de l'ouvrage. Une fois les sources de Zn et Cu identifiées dans les sédiments accumulés à l'entrée du bassin, la distribution des métaux sera analysée : entre sédiments et plantes, mais également entre organes de la plante

et enfin entre les différentes unités cellulaires (vacuoles, cytoplasmes,...). Afin de comprendre le cycle biogéochimique des éléments métalliques, cette analyse de la distribution métallique doit être accompagnée d'une caractérisation plus fine de la spéciation chimique (à l'aide de techniques spectrométriques et/ou l'extraction chimique séquentielle) et d'une étude des processus chimiques et physiques impliqués dans le transfert des métaux, afin de relier la spéciation et les flux.

2.2.6 Repositionnement de ces travaux dans l'OTHU

Les nombreux travaux de recherche issus de l'OTHU permettent d'avoir, séparément, une bonne caractérisation physique [Winiarsky *et al.*, 2006; Lecoustumer, 2008 ; Goutaland, 2008], chimique [Bedell *et al.*, 2004 ; Larmet, 2007 ; Lecoustumer, 2008] et biologique [Badin, 2009] de la surface d'un bassin d'infiltration et de la zone non saturée, en l'occurrence celles du site pilote Django Reinhardt. Nos travaux ont permis de compléter la caractérisation biologique du bassin avec l'identification de la végétation qui se développe dans ces milieux.

Un travail de synthèse mené en 2006 [Colin, 2006] a permis de pointer la richesse des travaux de caractérisation de cet ouvrage mais également les difficultés de comparaison et de mise en commun des résultats dues au manque d'harmonisation temporelle et d'échelle des mesures. Les travaux que nous avons menés ne peuvent que confirmer la nécessité d'une échelle adaptée à son objet d'étude. L'étude multi-paramétrique nécessitait des échantillonnages sur l'ordre du m² et sur 10 cm de profondeur afin de posséder la quantité nécessaire en matière végétale sèche et de sédiment nécessaire pour l'ensemble des analyses.. L'étude du rôle du compartiment végétal à l'échelle de l'ouvrage est difficilement envisageable à court terme. Il y a encore un manque certain de connaissances sur les mécanismes physico-chimiques au sein de la rhizosphère pour envisager des études à une autre échelle voire de la modélisation.

La connexion entre ces travaux et des travaux ultérieurs reposent sur la prise en compte du compartiment végétal. Il apparaît tout d'abord naturel de prendre en compte la végétation dans les futures études sur la mobilité des polluants, conséquence directe de ces travaux. Nous pouvons également pressentir que la végétation peut avoir un rôle sur d'autres paramètres physiques, ici non étudiés, tels que la structure du sol. Les travaux de Badin [2009] ont révélé l'importance du niveau d'agrégation des matériaux sur le relargage des polluants. Cette étude menée sur un sol non végétalisé pourrait être reconduite en présence de végétation afin d'identifier quel est le degré d'agrégation du matériau en présence de plantes et quel est alors son impact sur le relargage des polluants.

Sans engager de nouveaux travaux, il peut également être proposé de réunir les résultats de recherche afin de proposer une synthèse sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface depuis les premiers travaux de recherche, jusqu'à 2010, période marquée par une végétalisation massive du bassin.

Enfin, ces travaux ont montré la pertinence de comparer des contextes géochimiques différents en montrant cependant certaines limites sur la comparaison de sites contrastés. Le site pilote de l'OTHU présente une multi-contamination de l'horizon de surface. Ce type d'ouvrage représente un cas complexe présentant sur certains points des similitudes avec des sites et sols contaminés. Il est nécessaire de mener les mêmes types de travaux sur des ouvrages aux caractéristiques plus variées pour vérifier le caractère transposable des résultats de ces travaux.

2.3 A l'attention des gestionnaires

Les bassins de récupération des eaux pluviales végétalisés demandent une gestion différenciée. Ils nécessitent à la fois un entretien de l'horizon de surface afin de prévenir notamment les risques de transfert des polluants vers la nappe mais également une gestion de la flore [Figure E-3].

Nous allons donc orienter nos préconisations en apportant des éléments de réponse à deux questions principales :

- ❖ Peut-on laisser la végétation évoluer naturellement et la laisser en place ?
- ❖ Quelles sont les caractéristiques spécifiques des dépôts anthropiques dans ces ouvrages végétalisés et quelles sont les pistes pour les gérer ?

La perception de la végétation par les gestionnaires peut être diverse : elle peut être vue comme un agrément paysager ou encore un acteur de l'épuration des eaux arrivant dans le bassin,... Dans ces cas, le gestionnaire va s'orienter vers la végétalisation volontaire de ces bassins. Nous avons vu, dans ces travaux, que la flore et son organisation dans l'ouvrage vont nécessairement évoluer s'il n'y a pas un contrôle de la part de l'homme. Il est difficile de conserver des configurations paysagères trop complexes. S'il est souhaité de maintenir l'effet paysager conçu au départ, il est fortement conseillé de contrôler toute arrivée de nouvelles espèces dont certaines peuvent se propager très rapidement, grâce notamment au déploiement de leur rhizome, au détriment de la biodiversité du site.

Une tendance actuelle est de s'orienter vers des systèmes à l'état sauvage laissant au site une certaine liberté de fonctionnement. Dans ce cas, la végétation va évoluer naturellement vers les espèces les plus adaptées aux caractéristiques édaphiques. On a vu que, la plupart du temps, c'est l'humidité qui va conditionner l'installation de certaines espèces au détriment d'autres.

Nous en concluons donc que le choix stratégique de gestion de ces ouvrages végétalisés volontairement dépendra d'abord des objectifs fixés par le gestionnaire et demanderont ainsi une gestion plus ou moins rigoureuse.

Le gestionnaire peut également être confronté à la colonisation naturelle de l'ouvrage qui intervient généralement suite à une modification de l'ouvrage ou des modalités de gestion (modification de la structure de l'ouvrage, changement du système d'arrivée d'eau, arrêt d'utilisation de produits phytosanitaires,...). Il peut alors concevoir la végétation comme un acteur de l'épuration du milieu ou alors comme une contrainte demandant une gestion lourde. Le point important à retenir est que nous avons obtenu une certaine diversité des espèces qui se développent naturellement dans ces ouvrages : des espèces connues pour leurs propriétés phytoépurationnelles dans les bassins présentant une lame d'eau et une flore sauvage composée de commensales de cultures dans les bassins les plus secs. Ces dernières ne sont pour la plupart pas connues pour leurs propriétés épurationnelles mais on ajoutera qu'elles sont souvent situées dans des milieux qui ne présentent pas de dépôt de particules anthropiques.

Ainsi, la décision du gestionnaire de s'orienter vers une « absence de gestion » de ce site repose plutôt sur le souhait d'avoir des lieux spontanés de flore sauvage en milieu urbain qui contribue à des lieux de biodiversité spontanés comme le préconise le Plan National « Restaurer la Nature en Ville ».

Nous avons vu que l'eau était un paramètre conditionnant la nature de la végétation. Le gestionnaire peut en modifiant le système d'arrivée d'eau, modifier les flux hydriques arrivant dans le bassin. Cette modification aura alors un impact certain sur l'évolution de la flore et de ses propriétés.

Une fois en place, la préoccupation repose sur la gestion du sédiment impacté par la présence de la flore. Nous pouvons confirmer que la végétation est un agent de transformation du dépôt de sédiment formé à la surface du bassin. Nos travaux ont montré que ce dépôt, perçu comme un déchet, pouvait contenir près de 99% de la contamination métallique par rapport au compartiment biologique formé, ici, par les parties aériennes et souterraines de la plante. Dans les sites les plus contaminés, le niveau de contamination dans l'horizon de surface dépasse la valeur d'intervention ciblée par la norme hollandaise sur les sols. Le compartiment « sédiment + parties souterraines de la plante » forme un mélange complexe fortement enrichi en matière organique et donc difficilement valorisable. Sa gestion étant coûteuse, il faut limiter au maximum la pollution à la source et les risques de transfert métallique.

Maintenant, nous avons également montré que le matériau évoluait spatialement et temporellement dans les sites végétalisés. Le gestionnaire doit être conscient de la variabilité spatiale potentielle de la mobilité des métaux et donc des risques variables de leur transfert potentiel vers le milieu récepteur au sein de leur ouvrage. **A terme, le suivi de la mobilité pourrait conduire à proposer un choix des espèces à privilégier en fonction de leur effet sur la mobilité métallique.**

Temporellement, nous avons montré que la période estivale, et plus particulièrement la fin de l'été, était propice à la mobilisation d'ions avec notamment un relargage d'ions sulfates ou nitrates. L'enrichissement en nitrates est à surveiller plus en détail. Ces observations s'accompagnent d'une augmentation de la mobilité potentielle des métaux, avec augmentation de la fraction liée à la matière organique. Les métaux peuvent être mobilisables, selon notamment la solubilité de la matière organique. **En terme de risque de transfert des contaminants, le gestionnaire devra donc être vigilant à la période estivale.**

Si les végétaux stockent une faible quantité de métaux et donc sont une source mineure de relargage de métaux vers la solution du sol après leur décomposition, ils constituent par contre une source pure de matière organique, paramètre qui contrôle fortement la mobilité des métaux, en particulier du cuivre et dans une moindre mesure le zinc et le cadmium. On en conclut donc une incertitude sur l'impact à long terme du développement de la végétation.

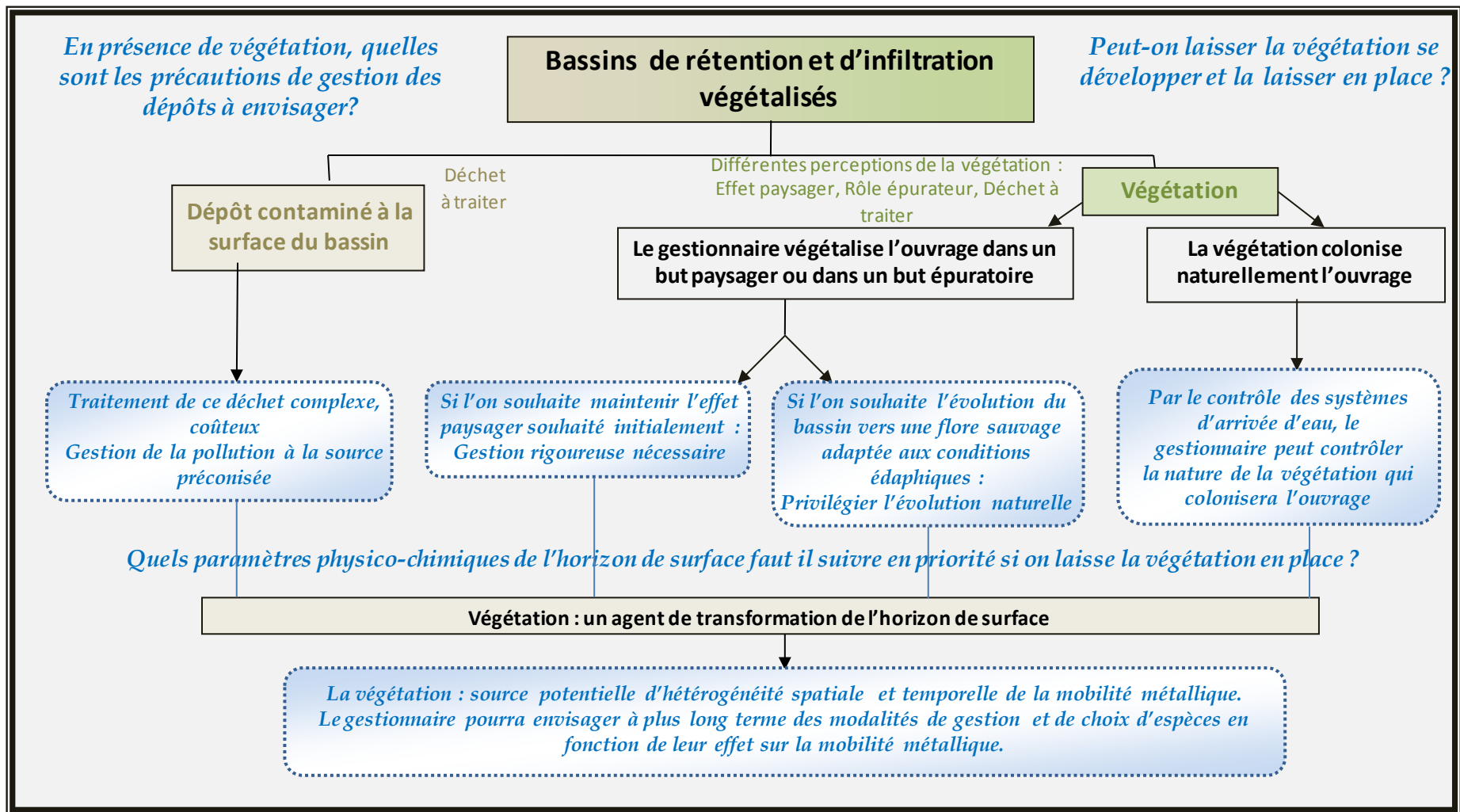
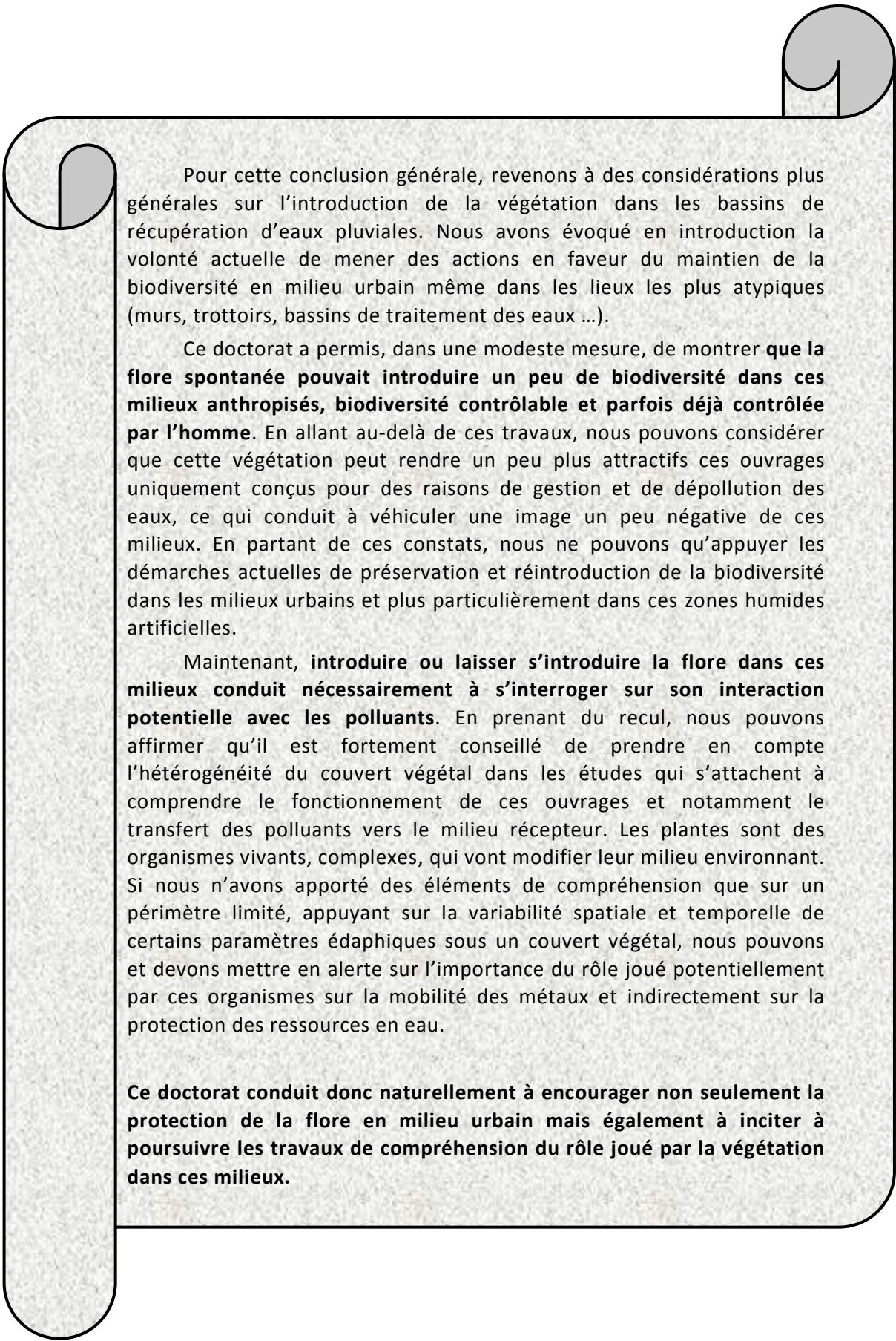


Figure E-3 Préconisations à l'attention des gestionnaires

Conclusion générale



Pour cette conclusion générale, revenons à des considérations plus générales sur l'introduction de la végétation dans les bassins de récupération d'eaux pluviales. Nous avons évoqué en introduction la volonté actuelle de mener des actions en faveur du maintien de la biodiversité en milieu urbain même dans les lieux les plus atypiques (murs, trottoirs, bassins de traitement des eaux ...).

Ce doctorat a permis, dans une modeste mesure, de montrer **que la flore spontanée pouvait introduire un peu de biodiversité dans ces milieux anthropisés, biodiversité contrôlable et parfois déjà contrôlée par l'homme**. En allant au-delà de ces travaux, nous pouvons considérer que cette végétation peut rendre un peu plus attractifs ces ouvrages uniquement conçus pour des raisons de gestion et de dépollution des eaux, ce qui conduit à véhiculer une image un peu négative de ces milieux. En partant de ces constats, nous ne pouvons qu'appuyer les démarches actuelles de préservation et réintroduction de la biodiversité dans les milieux urbains et plus particulièrement dans ces zones humides artificielles.

Maintenant, **introduire ou laisser s'introduire la flore dans ces milieux conduit nécessairement à s'interroger sur son interaction potentielle avec les polluants**. En prenant du recul, nous pouvons affirmer qu'il est fortement conseillé de prendre en compte l'hétérogénéité du couvert végétal dans les études qui s'attachent à comprendre le fonctionnement de ces ouvrages et notamment le transfert des polluants vers le milieu récepteur. Les plantes sont des organismes vivants, complexes, qui vont modifier leur milieu environnant. Si nous n'avons apporté des éléments de compréhension que sur un périmètre limité, appuyant sur la variabilité spatiale et temporelle de certains paramètres édaphiques sous un couvert végétal, nous pouvons et devons mettre en alerte sur l'importance du rôle joué potentiellement par ces organismes sur la mobilité des métaux et indirectement sur la protection des ressources en eau.

Ce doctorat conduit donc naturellement à encourager non seulement la protection de la flore en milieu urbain mais également à inciter à poursuivre les travaux de compréhension du rôle joué par la végétation dans ces milieux.

Références

A

ALBERTI M. *Advances in Urban Ecology : Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. New York : Springer-verlag, 2009, 384 p.

ALLOWAY B.J. The mobilisation of trace elements in soils. *Biogeochemistry of trace elements : Contaminated soils*. In : PROST R. Ed. 3rd International Conference on the biogeochemistry of trace elements, mai 1995, Paris. Paris : INRA Editions, 1995, p 133-145.

ALVAREZ J.A., BECAREZ E. Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. *Ecological Engineering*, 2006, vol. 28, n° 2, pp. 99-105.

ALVAREZ J.M., LOPEZ-VALDIVIA L.M., NOVILLO J., OBRADOR A., RICO M.I Comparison of EDTA and sequential extraction tests for phytoavailability prediction of manganese and zinc in agricultural alkaline soils. *Geoderma*, 2006, vol. 132, n° 3-4, pp. 450-463.

ASH H.J. Soils and vegetation in urban areas. In : BULLOCK P., GREGORY P.J. Coord. *Soils in the Urban Environment*. Oxford : Blackwell Scientific publications, 1991, pp. 153-172.

AULIN C., BOZKURT S., MORENO L. and NERETNIEKS I. The influence of humic substances on the long term mobility of toxic metals. *Sixth International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1997.

B

BADIN A.L., FAURE P., BEDELL J.P., DELOLME C. Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban stormwater sediments as a function of grain size. *Science of the Total Environment*, 2008, vol. 403, n° 1-3, pp. 178-187.

BADIN A.L. Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat, Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. Lyon : Institut National des Science Appliquées de Lyon, 2009, 231 p.

BADIN A.L., MEDEREL G., BECHET B., BORSCHNECK D., DELOLME C. Study of the aggregation of the surface layer of Technosols from stormwater infiltration basins using grain size analyses with laser diffractometry. *Geoderma*, 2009, vol. 153, n° 1-2, pp. 163-171.

BAIZE D. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Paris : INRA Editions, 1997, 410 p. (Un point sur...)

BAIZE D., TERCE M. Les éléments traces métalliques dans les sols. *Approches fonctionnelles et spatiales*. Paris : INRA Editions, 2002, 565 p. (Un point sur...)

BALDOCK J.A., NELSON P.N. Soil Organic Matter. In : SUMNER M.E. *Handbook of soil science*. 2nd Ed. New York : Taylor & Francis, 1999, pp. B.25-B.84.

BANERJEE A.D.K. Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. *Environmental Pollution*, 2003, vol. 123, n° 1, pp. 95-105.

BARDET O., FEDOROFF E., CAUSSE G., MORET J. *Atlas de la flore sauvage de Bourgogne*. Paris : 2008, Biotope, 752 p. (Parthénope).

BARRAUD S. Rapport d'activités scientifiques OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) 2006-2008. Lyon : OTHU, 2008, 133 p.

BASTA N.T., RYAN J.A., CHANEY R.L. Trace element chemistry in residual-treated soils: key concepts and metal bioavailability. *Journal of Environmental Quality*, 2005, vol. 34, n° 1, pp. 49–63.

BEDELL J.P., NETO M., DELOLME C., GHIDINI M., WINIARSKY T., PERRODIN Y. Study of physic-chemical and microbiological parameters of a soil in a restored stormwater infiltration basin in the Lyon area. **In** : DESBORDES M., CHOCAT B. Eds. 5th International Conference in Sustainable techniques and Strategies in Urban Water Management, juin 2004, Lyon. Lyon : GRAIE, 2004, vol. 2, pp. 1469-1476.

BEDELL J.P., CAPILLA X., SCHWARTZ C., MOREL J.L., PERRODIN Y. Distribution, movement and availability of Cd and Zn in a dredged-sediment cultivated with *Salix alba*. *Environmental and experimental Botany*, 2009, vol. 67, n°2, pp. 403-414.

BLAMEY M., GREY-WILSON C. La Flore d'Europe Occidentale. Paris : Flammarion, 2003, 544 p.

BLAKE G., GAGNAIRE-MICHARD J., KIRASSIAN B. Accumulation of zinc (Zn65) by a macrophyte: *Typha latifolia*. *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 1984, vol. 3, n°3, pp. 241-248.

BLANCHARD C. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de doctorat, Sciences et Techniques du Déchet. Lyon : Institut national des sciences appliquées de Lyon, 2000, 301p.

BONNANO G., GUIDICE R.L. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological indicators*, 2010, vol. 10, n°3, pp.639-645.

BONNIER G., DE LAYENS G.D. Flore complète portative de la France, de la Suisse et de la Belgique. Paris : Belin, 1985, 456 p.

BORNKAMM R. On the phytosociological affiliations of an invasive species *Senecio inaequidens* in Berlin. *Preslia*, 2002, vol. 74, n°4, pp.395-407.

BOURG A.C.M. Metal in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilization. In : SALOMONS W., FORSTNER U. Coord. Chemistry and biology of solid waste. New York : Springer Verlag, 1988. pp. 3-32.

BOURNERIAS M., ARNAL G., BOCK C. Guide des groupements végétaux de la région parisienne. Paris : Belin, 2002, 640 p.

BOUZILLE J.B. Gestion des habitats naturels et biodiversité-Concepts, méthodes et démarches. Paris : Tec&Doc-Lavoisier, 2007, 331 p.

BRUN L.A., MAILLET J., RICHARTE J., HERRMANN P., REMY J.C. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils *Environmental Pollution*, 1998, vol. 102, n° 2-3, pp. 151-161.

BRUN L.A., MAILLET J., HINSINGER P., PEPIN M. Evaluation of copper availability to plants in copper contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution*, 2001, vol.111, n°2, pp.293-302.

C

CALHEIROS C.S.C., RANGEL A.O.S.S, CASTRO P.M.L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research*, 2007, vol. 41, n°8, pp. 1790-1798.

CALHEIROS C.S.C, RANGEL A. O.S.S, CASTRO P.M.L. Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresource technology*, 2008, vol. 99, n°15, pp. 6866-6877.

CALHEIROS C.S.C., RANGEL A.O.S.S., CASTRO P.M.L. Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource Technology*, 2009, vol. 100, n°3, pp. 3205-3213.

CALVET R. Le sol: propriétés et fonctions - Volume 2 : Phénomènes physiques et chimiques. Paris : France agricole éditions-Dunod, 2003, 511 p.

CAMPONELLI K.M., LEV S.M., SNODGRASS J.W., LANDA E.R., CASEY R.E. Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environmental Pollution*, 2010, vol. 158, n° 6, pp. 2143-2149.

CAPILLA X. Dynamique de transfert du cadmium et du zinc au sein des dépôts de sédiments de curage végétalisés. Thèse de doctorat, Sciences Agronomiques. Nancy : Institut National Polytechnique de Lorraine, 2005, 182 p.

CAPILLA X., BEDELL J.P., SCHWARTZ C., STERCKEMAN T., PERRODIN Y., MOREL J.L., 2007. The effects of drying temperature on the extractability of metals from dredged sediments. *Soil and Sediment Contamination*, vol. 16, n° 4, pp. 383-396.

CARDWELL A.J., HAWKER D.W., GREENWAY M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 2002, vol. 48, n° 7, pp.653-663.

CAUSSE B. Mécanismes d'adsorption des métaux lourds par les exopolysaccharides bactériens : le système Xanthane-Cuivre comme modèle d'étude. Thèse de doctorat, Sciences de la Terre et de l'univers et de l'environnement. Grenoble : Université Joseph Fourier-Grenoble, 2009, 261 p.

CELESTI-GRAPOW L., PYSEK P., JAROSIK V., BLASI C. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distributions*, 2006, vol. 12, n°5, pp. 490-501.

CHAIGNON V. Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées.-Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse de doctorat, Géosciences de l'Environnement: Marseille : Université d'Aix-Marseille, 2001, 183 p.

CHAIGNON V., SANCHEZ-NEIRA I., HERRMANN P., JAILLARD B., HINSINGER P. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing. *Environmental Pollution*, 2003, vol. 123, n°2, pp. 229-238.

CHARLESWORTH S.M., Everett M., Mc Carthy R., ORDONEZ A., DE MIGUEL E. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry. *Environment International*, 2003, vol. 29, n°5, pp. 563-573.

CHEBBO G. Solides des rejets pluviaux urbains. Thèse de doctorat. Paris : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 1992, 413 p.

CHENG S., GROSSE W., KARRENBROCK F., THOENNESSEN M. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering*, 2002, vol. 18, n° 3, pp. 317–325.

CHESSEL D., DUFOUR A.B. and THIOULOUSE J. The ade4 package-I- One-table methods. *R News*, 2004, vol. 4, pp. 5-10.

CHOCAT B. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine*. Paris : Hermès-Lavoisier, 1997, 1124 p.

CHOPIN E.I.B., ALLOWAY B.J. Distribution and Mobility of Trace Elements in Soils and Vegetation Around the Mining and Smelting Areas of Tharsis, Riotinto and Huelva, Iberian Pyrite Belt, SW Spain. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 182 , n° 4, pp. 245-261.

CLOZEL B., RUBAN V., DURAND C. and CONIL P. Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds. *Applied Geochemistry*, 2006, vol. 21, n°10, pp. 1781-1798.

COLIN F. Synthèse des données sur le fonctionnement d'un bassin d'infiltration de l'est lyonnais- Propositions d'optimisation du suivi des bassins. Travail de fin d'études. Vaulx en Velin : ENTPE, 2006, 81 p.

CRAINE J.M. *Resource Strategies of Wild Plants*. Princeton : Princeton University Press, 2009. 331 p.

D

DANA E. D., VIVAS S., MOTA J. F. Urban vegetation of Almería City—a contribution to urban ecology in Spain. *Landscape and urban planning*, 2001, vol. 59, n° 4, pp. 203-216.

DATRY T., MALARD F., GIBERT J. Dynamics of soluted and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of the Total Environment*, 2004, vol. 329, n°1-3, pp. 215-229.

DEAN J.R. Heavy Metal Bioavailability and Bioaccessibility in Soil. *Methods in Molecular Biology*, 2010, vol. 599, pp. 15-36.

DECHESNE M., BARRAUD S., BARDIN J-P. Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2004, vol. 72, n° 1-4, pp. 189-205.

DELMAS-GADRAS C. Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de doctorat, chimie et microbiologie de l'eau. Pau : Université de Pau et des Pays De L'Adour, 2000, 192p.

DENAIX L., 2007, Transfert sol-eau-plante d'éléments traces dans les écosystèmes cultivés contaminés, Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Pau : Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2007, 123 p.

DENEUX-MUSTIN S., ROUSSEL-DEBET S. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. Paris : Tec et Doc, 2003, 282 p.

DESSAUX Y., HINSINGER P., LEMANCEAU P. Rhizosphere : so many achievements and even more challenges. *Plant and Soil*, 2009, vol. 321, n° 1-3, pp. 1-3.

DOMERGUE F.L., VEDY J.C. Mobility of heavy metals in soil profiles. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1992, vol. 46, pp. 13-23.

DOODY B.J., SULLIVAN J.J., MEURK C.D., STEWART G.H., PERKINS H.C. Urban realities: the contribution of residential gardens to the conservation of urban forest remnants. *Biodiversity and Conservation*, 2010, vol. 19, n° 5, pp. 1385-1400.

DUARTE C.M. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnology Oceanography*, 1992, vol. 37, n°4, pp.882-889.

DUCHAUFOR P. Pédologie - Sol, végétation, environnement. 4^{ème} Ed. Paris : Masson, 1995, 324 p. (Abrégés).

DU LAING G., MOORTELE A.M.K., MOORS W., GRAUWE P., MEERS, E., TACK F.M.G., VERLOO M.G. Factors affecting metal concentrations in reed plants (*Phragmites australis*) of intertidal marshes in the Scheldt estuary. *Ecological Engineering*, 2009, vol. 35, n°2, pp. 310-318.

DUMAN F., CICEK M., SEZEN G. Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (*Phragmites australis*). *Ecotoxicology*, 2007, vol. 16, n°6, pp. 457-463.

DURAND C. Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse de doctorat, Chimie Organique, minérale, industrielle et chimie environnementale. Poitiers : Université de Poitiers, 2003, 248 p.

DURIN B. Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques. Thèse de doctorat, Génie des procédés. Nantes : Université de Nantes, 2006, 376 p.

DWARD K.R., CIZKOVA H., ZEMANOVA K., SANTRUCKOVA H. Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. *Ecological Engineering*, 2006, vol. 25, n°2, pp. 153-165.

E

EGGENBERG S., MÖHL A. Flora vegetativa - Un guide pour déterminer les plantes de Suisse à l'état végétatif. Paris : Rossolis, 2007. 680 p.

F

FÄRM C. Accumulation of sediments and heavy metals in a storm-water detention pond. In: DESBORDES M., CHOCAT B. Eds. 4th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. Lyon : GRAIE, 2001, pp. 589-596.

FENG M.H., SHAN X.Q., ZHANG S.Z., WEN B. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. *Chemosphere*, 2005, vol. 59, n°7, pp. 939-949.

FEVRIER L. Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche en colonnes de laboratoire. Thèse de doctorat, chimie, procédés, environnement. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2001, 297 p.

FILGUEIRAS A.V., LAVILLA I., BENDICHO C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 2002, vol. 4, n°6, pp. 823-857.

FISCHESSER B., DUPUIS-TATE M.F. *Le guide illustré de l'écologie*. Paris : La Martinière, 2007. 320 p.

FOURNIER P. *Les quatre flores de France*. Paris : Dunod, 2001, 1103 p.

FRANCIS R.A., HOGGART S.P.G., Urban river wall habitat and vegetation observations from the River Thames through central London. *Urban Ecosystems*, 2009, vol. 12, n° 4, pp. 465-485.

FRANSCESCHI E.A. The ruderal vegetation of Rosario City, Argentina. *Landscape and Urban Planning*, 1996, vol. 34, n°1, pp. 11-18.

G

GANAYE A., WINIARSKI T., GOUTALAND D. Impact d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales sur sa zone non saturée: relation entre la rétention des métaux et l'hétérogénéité de la formation fluvioglaciale. **In:** DESPORTES M., CHOCAT B. Eds. 6th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. Lyon : GRAIE, 2007, pp. 835-842.

GAGNON V., CHAZARENC F., COMEAU Y., BRISSON J. Influence of macrophytes species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water, Science and Technology*, 2006, vol. 56, n° 3, pp. 249-254.

GARCIA-SERRANO H., CANO L., ESCARRE J., FLECK I., SANS F.X. Physiological comparison of alien *Senecio inaequidens* and *S.Pterophorus* and native *S.malacitanus* : implications for invasion. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2009, vol. 204, n°6, pp.445-455.

GILAD E., SHACHAK M., MERON E. Dynamics and spatial organization of plant communities in water limited systems. *Theoretical Population Biology*, 2007, vol. 72, n°2, pp. 214-230.

GIRARD M.C., WALTER C., REMY J.C., BERTHELIN J., MOREL J.L. *Sols et environnement*. Paris : Dunod, 2005, 832 p. (Sciences Supérieures).

GODEFROID S. Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning*, 2001, vol. 52, n° 4, pp. 203-224.

GODEFROID S., KOEDAM N. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, 2007, vol. 22, n°8, pp. 1227-1239.

GODEFROID S., MONBALIU D., KOEDAM N. The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning*, 2007, vol. 80, n° 1-2, pp. 45-55.

GOULET R.R., PICK F.R. The effects of cattails (*Typha latifolia* L.) on concentrations and partitioning of metals in surficial sediments of surface-flow constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2001, vol. 132, n° 3-4, pp. 275-291.

GOUTALAND D. Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvioglaciale. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non-saturée. Thèse de doctorat, Génie Civil, Structure. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2008, 242 pp.

GOWER J.C., LEGENDRE P. Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients. *Journal of Classification*, 1986, vol. 3, pp. 5–48.

GRACE J.B., WETZEL R.G. Long-term dynamics of *Typha* populations. *Aquatic botany*, 1998, vol. 61, n° 2, pp. 137-146.

GRASSET C. Dynamique du carbone organique dans les zones humides – Caractérisation et dégradabilité des sols en fonction des peuplements végétaux en place. Mémoire de master 2. Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. Lyon : INSA de Lyon, 2011, 71 p.

GUINOCHET M. Phytosociologie. Paris : Masson, 1973, 228 p. (Collection d'écologie).

H

HINSINGER P. How do plant roots acquire mineral nutrients ? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Advances in Agronomy*, 1998, vol. 24, pp. 225-265.

HINSINGER P. Bioavailability of trace elements as related to root induced chemical changes in the rhizosphere. **In** : GOBRAN G.R., WENZEL W.W., LOMBI E. coord. Trace Elements in the rhizosphere. Boca Raton : CRC Press LCC, 2001, pp. 25-41.

HINSINGER P., PLASSARD C., TANG C., JAILLARD B. Origins of root-induced pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review. *Plant and Soil*, 2003, vol. 248, n° 1-2, pp. 43–59.

HINSINGER P., PLASSARD C., JAILLARD B. Rhizosphere : a new frontier for soil biogeochemistry. *Journal of Geochemical Exploration*, 2005, vol. 88, n° 1-3, pp. 210-213.

HINSINGER P., BENGOUGH A.G., VETTERLEIN D., YOUNG I.M. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil*, 2009, vol. 321, n° 1-2, pp. 117–152.

HODGE A., BERTA G., DOUSSAN C., MERCHAN F., CRESPI M. Plant root growth, architecture and function. *Plant and Soil*, 2009, vol. 321, n°1-2, pp. 153-187.

HOPE, D., GRIES C., ZHU W.X., FAGAN W.F., REDMAN C.L., GRIMM N.B., NELSON A.L., MARTIN C., KINZIG A. 2003. Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 2003, vol. 100, n° 15, pp. 8788-8792.

HOPKINS W.G., EVRARD C.M. *Physiologie végétale*. Bruxelles : De Boeck, 2003, 532 p.

HUGUET S. Etude du devenir du cadmium dans un sédiment de curage fortement contaminé et des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis halleri*. Thèse de doctorat, Géochimie de l'environnement. Lille : Université Lille 1, 2009, 363 p.

K

KAO J.T., TITUS J.E., ZHU W-X. Differential Nitrogen and Phosphorus retention by five wetland plant species. *Wetlands*, 2003, vol. 23, n°4, pp. 979-987.

KARLSSON K., VIKLANDER M., SCHOLES L., REVITT M. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous materials*, 2010, vol. 178, n° 1-3, pp. 612-618.

KARUNARATNE S., ASAEDA T., YUTANI K. Shoot regrowth and age-specific rhizome storage dynamics of *Phragmites australis* subjected to summer harvesting. *Ecological Engineering*, 2004, vol. 22, n° 2, pp. 99-111.

KELLER C. HAMMER D., KAYSER A., RICHNER W., BRODBECK M., SENNHAUSER M. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency : comparison of different plant species in the field. *Plant and Soil*, 2003, vol. 249, n° 1, pp. 67-81.

KELLER C., MARCHETTI M., ROSSI L., LUGON-MOULIN N. Reduction of cadmium availability to tobacco (*Nicotiana tabacum*) plants using soil amendments in low cadmium-contaminated agricultural soils: a pot experiment. *Plant and Soil*, vol. 276, n° 1-2, pp. 69-84.

KEMPF S. Les enjeux liés à la gestion et à la valorisation des boues et sédiments de l'assainissement pluvial routier et urbain. Mémoire de DESS. Bordeaux : Université de Bordeaux, 2001, 75 p.

KING J. Le monde fabuleux des plantes. Paris : Belin, 2004, 288 p. (Bibliothèque scientifique).

KOWARIK I. On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. *Urban ecology*, 2008, vol. 4, pp. 321-338.

KNAPP S., KÜHN I., BAKKER JP, KLEYER M., KLOTZ S., OZINGA W.A., POSCHLOD P., THOMPSON K., THUILLER W., RÖMERMANN C. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. *Diversity Distribution*, 2009, vol. 15, n° 3, pp.533-546.

KNAPP S., KUHN I., STOLLE J., KLOTZ S. Changes in the Functional Composition of a Central European Urban Flora Over Three Centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2010, vol. 12, n° 3, pp. 235-244.

KRAMER B.K., RYAN P.B. Soxhlet and microwave extraction in determining the bioaccessibility of pesticides from soil and model solids. In : Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research, May 2000, Denver [en ligne]. pp. 196-210. Disponible sur : <<http://www.p2pays.org/ref/15/14758.pdf>>

KÜHN I., BRANDL R., KLOTZ S. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 2004, vol. 6, n° 5, pp.749-764.

KÜHN I., KLOTZ, S. Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and areas in Germany. *Biological Conservation*, 2006, vol. 127, n° 3, pp.292-300.

L

LAFUMA L., BALKWILL K., IMBERT E., VERLAQUE R., MAURICE S. Ploidy level and origin of the European invasive weed *Senecio inaequidens* (Asteraceae). *Plant Systematics and Evolution*, 2003, vol. 243, n°1-2, pp.59-72.

LARMET H. Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : Influence des conditions hydrodynamiques. Thèse de doctorat, Terre, univers, environnement. Grenoble : Université Joseph Fourier, 2007, 327 p.

LEAGUE M.T., COLBERT E.P., SELISKAR D.M., GALLAGHER J.I. Rhizome growth dynamics of native and exotic haplophytes of *Phragmites australis* (Common Reed). *Estuaries and Coasts*, 2006, vol. 29, n°2, pp. 269-276.

LEBOURG A. Etude de l'extraction des métaux en traces de sols pollués en vue de la détermination de leur biodisponibilité. Thèse de doctorat, Spectrochimie, Réactivité, Molécules, Solides. Lille : Université des Sciences et Technologies, 1996, 148 p.

LE COUSTOMER S. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de doctorat, Génie civil. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2008, Lyon, 427 p.

LEE P.K., BAILLIF P., TOURAY J.C. Geochemical behaviour and relative mobility of metals (Mn, Cd, Zn and Pb) in recent sediments of a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Environmental Geology*, 1997a, vol. 32, n°2, pp. 142-152.

LEE P.K., TOURAY J.C., BAILLIF P., ILDEFONSE J.P. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Science of the Total Environment*, 1997b, vol. 201, n°1, pp. 1-15.

LEE P.K., YU Y.H., YUN S.T., MAYER B. Metal contamination and solid phase partitioning of metals in urban roadside sediments. *Chemosphere*, 2005, vol. 60, n°5, pp. 672-689.

LEE B.H., SCHOLZ M. What Is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff ? *Ecological Engineering*, 2007, vol. 29, n° 1, pp. 87-95.

LEGENDRE P., LEGENDRE L. Numerical ecology. 2nd Ed. Amsterdam : Elsevier, 1998, 853 p.

LEMEE, G. Précis d'écologie végétale. Paris : Masson, 1978, 285 p.

LESAGE E., ROUSSEAU D.P.L., MEERS E., TACK F.M.G., DE PAUW N. Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment*, 2007, vol. 380, n°1-3, pp. 102-115.

LESAGE E., ROUSSEAU D.P.L., MEERS E., VAN DE MOORTEK A.M.K., DU LAING G., TACK F.M.G., DE PAUW N. VERLOO M.G. Accumulation of Metals in the Sediment and Reed Biomass of a combined Constructed Wetland Treating Domestic Wastewater. *Water, Air and Soil Pollution*, 2007, vol. 183, n°1-4, pp. 253-264.

LI X., POON C., LIU P.S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in HONG Kong. *Applied Geochemistry*, 2001, vol. 16, n° 11-12, pp. 1361-1368.

LIU Z., LEE C. Drying effects on sorption capacity of coastal sediment: the importance of architecture and polarity of organic matter. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 2006, vol. 70, n°13, pp. 3313-3324.

LIU X., SHEN Y., LOU L., DING C., CAI Q. Copper tolerance of the biomass crops Elephant grass (*Pennisetum pupueum Schumach*), Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) and the upland reed (*Phragmites australis*) in soil culture. *Biotechnology Advances*, 2009, vol. 27, n°5, pp. 633-640.

LOBRY J.R. Programmation statistique avec R – Graphiques de base. [en ligne]. Disponible sur : <http://pbil.univ-lyon1.fr/R/cours/lang04.pdf>

LOSOSOVA Z., CHYTRY M., KUHN I., HAJEK O., HORAKOVA V., HAJEK O., HORAKOVA V., PYSEK P., TICHY L. Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 2006, vol. 8, n° 2, pp. 69-81.

M

MADDISON M., SOOSAAR K., MAURING T., MANDER U. The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatments wetlands for the production of construction material in Estonia. *Desalination*, 2009, vol. 246, n° 1-3, pp. 120-128.

MANIOS T., STENTIFORD E.I., MILLNER P.A. The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferus water. *Ecological Engineering*, 2003, vol. 20, n°1, pp. 65–74.

MANNO E., VARRICA D., DONGARRA G. Metal distribution on road dust samples collected in an urban area close to a petrochemical plant at Gela, Sicily. *Atmospheric Environment*, 2006, vol. 40, n° 30, pp. 5929-5941.

MARCHAND L., MENCH M., JACOB D.L., OTTE M.L. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements : a review. *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 12, pp. 3447-3461.

MAROUF A., REYNAUD J. *La botanique de A à Z*. Paris : Dunod, 2007, 342 p.

MARSALEK J., MARSALEK P.M. Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and Technology*, 1997, vol. 36, n° 8-9, pp. 117-122.

MARSALEK J., WATT W.E., ANDERSON B.C. Trace metal levels in sediments deposited in urban stormwater management facilities. *Water Science and Technology*, 2006, vol. 53, n° 2, pp. 175-183.

MARSCHNER H. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2nd Ed. Londres : Academic Press, 1995, 889 p.

MARSEILLE F., TIFFREAU C., LABOUDIGUE A., LECOMTE P. Impact on the mobility and bioavailability of trace elements in a dredged sediment deposit: two scales of investigation, the pilot deposit and the greenhouse. *In* : TELFORD T. Ed. *Seventh International Conference on Contaminated Soil*, septembre 2000, Leipzig. Londres : Thomas Telford books, 2000, pp. 697-704.

MARTIN-GARIN A. *Méthodologie d'étude et modélisation du transport des éléments traces dans les aquifères. Application du cadmium dans un milieu saturé riche en calcite*. Thèse de doctorat, Géophysique. Grenoble : Université de Grenoble, 2000, 206 p.

Mc KINNEY M.L. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 2002, vol. 52, n°10, pp.883-890.

Mc KINNEY M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 2006, vol. 127, n°3, pp.247-260.

MEERS E., SAMSON R., TACK F.M.G., RUTTENS A., VANDEGEHUCTE, VANGRINSVELD J., VERLLO M.G. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, vol. 60, n° 3, pp. 1-12.

MERMILLOD-BLONDIN F., NOGARO G., DATRY T., MALARD F., GIBERT J. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution*, 2005, vol. 134, n° 1, pp. 57-69.

MERMILLOD-BLONDIN F., NOGARO G., VALLIER F., GIBERT J. Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of

nutrients and pollutants in stormwater retention systems. *Chemosphere*, 2008, vol. 72, n° 2, pp. 213-223.

MERTENS J., LUYSSAERT S., VERBEEREN S., VERVAEKE P., LUST N. Cd and Zn concentrations in small mammals and willow leaves on disposal facilities for dredged material. *Environmental Pollution*, 2001, vol. 115, n° 1, pp. 17-22.

MEYER S., REEB C., BOSDEVEIX R. *Botanique-Biologie et physiologie végétales*. 2nd Ed. Paris : Maloine, 2008. 490 p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT. Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. JO n° 26, 31 janvier 1998, 16 p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT. Plan national d'action en faveur des zones humides. Paris : MEDDTL, février 2010, 28 p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT. Plan Restaurer et valoriser la Nature en Ville. Paris : MEDDTL, novembre 2010, 38 p.

MITSCH W.J., GOSELINK J.G. *Wetlands*. 4ème Ed. Hoboken : Wiley, 2007. 582 p.

MOREL J.L., MENCH M., GUCKERT A. Dynamique des métaux lourds dans la rhizosphère : rôle des exsudats racinaires. *Revue d'écologie et de biologie du sol*, 1987, vol. 24, n° 3, pp. 485-492.

MOREL J.L., SCHWARTZ C., FLORENTIN L. Soil Management and Conservation : urban soils. **In** : HILEL D. Coord. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Londres : Academic Press, 2005, 2900 p.

MURAKAMI M., NAKAJIMA F., FURUMAI H. The sorption of heavy metal species by sediments in soakaways receiving urban road runoff. *Chemosphere*, 2008, vol. 70, n° 11, pp. 2099-2109.

MURATET A, MACHON N, JIGUET F, MORET J, PORCHER E. The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems*, 2007, vol. 10, n°4, pp.661-671.

MURIS M. Caractérisation du transport colloïdal du zinc en milieu sableux. Thèse de doctorat, Terre, univers, environnement. Grenoble : Université Joseph Fourier, 2004, 234 p.

N

NIEMELÄ J. Ecology and Urban Planning. *Biodiversity and Conservation*, vol. 8, n° 1, pp. 119-131.

NOGARO G. Influence des dépôts de sédiments fins sur le fonctionnement physique et biogéochimique des interfaces sédimentaires aquatiques : Interactions avec les processus de bioturbation. Thèse de doctorat, environnement. Lyon : Université Claude Bernard Lyon 1, 2007, 144 pp.

NORSTRÖM A.C., JACK G. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment*, 1998, .vol. 218, n°2-3, pp.161-174.

O

OLDEN J.D., ROONEY T.P. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology Biogeography*, 2006, vol. 15, n°2, pp. 113–120.

P

PAGOTTO C. Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse de doctorat, chimie et microbiologie de l'eau. Poitiers : Université de Poitiers, 1999, 316 p.

PANFILI F. Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation. Thèse de doctorat, Géochimie de l'environnement. Marseille : Université de Provence, 2004, 229 p.

PAUTASSO M. Scale-dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters*, 2007, vol. 10, n°1, pp. 16–24.

PETAVY F. Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial. Thèse de doctorat, génie civil. Nantes : Université de Nantes, 2007, 282 p.

PETAVY F., RUBAN V., CONIL P. Treatment of stormwater sediments: Efficiency of an attrition scrubber - laboratory and pilot-scale studies. *Chemical Engineering Journal*, 2009, vol. 145, n° 3, pp. 475-482.

PEVERLY J.H., SURFACE J.M., WANG T. Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecologica Engineering*, 1995, vol. 5, n° 1. pp.21-35.

PONGRAC P., VOGEL-MIKUS K., KUMP P., NECEMER M., TOLRA R., POSCHENRIEDER C., BARCELO J., REGVAR M. Changes in elemental uptake and arbuscular mycorrhizal colonisation during the life cycle of *Thlaspi praecox*. *Chemosphere*, 2007, vol. 69, n° 10, pp. 1602-1609

PUEYO J.F., LOPEZ-SANCHEZ J.F. Assessment of CaCl₂, NaNO₃ and NH₄NO₃ extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica Chimica Acta*, 2004, vol. 504, n° 2, pp.217-226.

PULFORD I.D. Nutrient provision and cycling in soils in urban areas. in : BULLOCK P., GREGORY P.J. Coord. *Soils in the Urban Environment*. Oxford : Blackwell Scientific publications, 1991, pp. 119-138.

R

RAMADE François. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2nd Ed. Paris : Dunod, 2002, 1152 p.

RAMADE F. *Eléments d'écologie-Ecologie fondamentale*. 3^{ème} Ed. Paris : Dunod, 2003, 690 p.

RAMEAU J.C., MANSION D., DUME G. *Flore forestière française, guide écologique illustré*. Tome 1. : Plaines et collines. Paris : Ministère de l'agriculture et de la forêt, 1989, 1792 p.

RAVEN P.H., EVERT R.F., EICHHORN S.E. *Biologie végétale*. Bruxelles : De Boeck, 2007, 733 p.

REDDY R.K., DELAUNE R.D. Biogeochemistry of wetlands-Science and Applications. Londres : CRC Press, Taylor et Francis Group, 2008, 774 p.

REINHARDT A., GALATOWISCH C. *Phalaris arundinacea* (reed canary grass): rapid growth and growth pattern in conditions approximating newly restored wetlands. *Ecoscience*, 2005, vol. 12, n°4, pp. 569-573.

REMON E. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat, biologie végétale. Saint-Etienne : Université Jean Monnet, 2006, 166 p.

REYNAUD-BEAUVERIE M.A. Le milieu et la vie en commun des plantes. Notions pratiques de phytosociologie. Paris : Lechevalier, 1936, 237 p.

ROYER J.M., FELZINES J.C., MISSET C., THEVENIN S. Synopsis commenté des groupements végétaux de la Bourgogne et de la Champagne-Ardenne. Jarnac : Société botanique du Centre Ouest, 2006, 394 p.

RUBAN V. Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial. Paris : Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 2005, 151 p.

RYAN P.C., HILLIER S., WALL A.J. Stepwise effects of the BCR sequential chemical extraction procedure on dissolution and metal release from common ferromagnesian clay minerals: A combined solution chemistry and X-ray powder diffraction study. *Science of the Total Environment*, 2008, vol. 407, n°1, pp. 603-614.

S

SANCHIZ C., GARC A.M. Relationships between sediment physico-chemical characteristics and heavy metal bioaccumulation in Mediterranean soft-bottom macrophytes. *Aquatic Botany*, vol. 69, n° 1, pp. 63-73.

SAINT-MAXENT T. Les espèces animales et végétales susceptible de proliférer dans les milieux aquatiques et subaquatiques – Fiches d'espèces végétales : rapport de stage, Diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées, spécialité Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables. Lille : Université des Sciences et des Technologies de Lille, 2002, 168 p.

SASMAZ A., OBEK E., HASAR H. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L., grown in a stream carrying secondary effluent. *Ecological Engineering*, 2008, vol.33, n° 3-4, pp. 278-284.

SAULAIS M. Evaluation de la phytodisponibilité du Cadmium (Cd) et du Zinc (Zn) dans des sédiments routiers. Rapport de stage de Master Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. Vaulx en Velin : ENTPE, 2007, 70.p.

SCHADECK U., STRAUSS B., BIEDERMANN R., KLEYER M. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. *Urban Exosystems*, 2009, vol. 12, n°2, pp. 115-126.

SCHOLES L., SHUTES R.B.E., REVITT D.M., FORSHAW M. and PURCHASE D. The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 1998, vol. 214, n° 1-3, pp. 211-219.

SCHULIN R., GEIGER G., FURRER Heavy metals retention by soil organic matter under changing environmental conditions. In: SALOMONS W., STIGLIANI W.M. Coord. Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments. Berlin : Springer Verlag, 1995, pp. 53-85.

SCHULZE E.D., BECK E., MÜLLER-HOHENSTEIN K. Plant Ecology. Berlin : Springer, 2005, 702 p.

SEMPLE K.T., DOICK K.J., JONES K.C., BURAVEL P., CRAVEN A., HARMS H. Defining Bioavailability and Bioaccessibility of Contaminated Soil and Sediment is Complicated. Environmental Science and Technology, 2004, vol. 38, n° 12, pp. 228-231.

SIGG L., BEHRA P., STUMM W. Chimie des milieux aquatiques-Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Paris : Dunod, 2000. 547 p.

SPOSITO G. Ion exchange phenomena. In : SUMNER M.E. Coord. Handbook of soil science. 2nd Ed. New York : Taylor & Francis, 1999, pp. B.241-B.263.

SPYREAS G., WILM B.W., PLOCHER A.E., KLETZNER D.M., MATTHEWS J.W., ELLIS J.L., HESKE E.J. Biological consequences of invasion by reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). Biological Invasions, 2010, vol. 12, n° 5, pp. 1253-1267.

SRIYARAJ K., SHUTES R.B.E. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. Environment International, 2001, vol. 26, n° 5-6, pp. 433-439.

STEAD-DEXTER K., WARD, N. I. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. Science of the Total Environment, 2004, vol. 334, pp. 271-277.

STENGEL P., GELIN S. Sol : interface fragile. Paris : Institut national de la recherche agronomique, 1998. 213 p.

STERCKEMANN T. Origine et devenir des éléments en traces dans le système sol-plante. Thèse de doctorat, Ressources, Procédés, Produits et Environnement. Nancy : Institut National Polytechnique de Lorraine, 2008, 146 p.

STOLTZ E., GREGER M. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. Environmental and Experimental Botany, 2002, vol. 47, n°3, pp. 271-280.

STONE M., MARSALEK, J. Trace metal composition and speciation in street sediment : Sault Ste. Marie, Canada. Water, air, soil pollution, 1996, vol. 87, n° 1-4, pp. 149-169.

T

TACK M.G., VERLOO M.G. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 1995, vol. 59, n° 2, pp. 225-238.

TALHOUK S.N., DARDAS M., DAGHER M., CLUBBE C. JURY S., ZURAYK R., MAUNDER M. Patterns of floristic diversity in semi-natural coastal vegetation of Lebanon and implications for conservation. Biodiversity & Conservation, 2005, vol. 14, n° 4, pp. 903-915.

TELA-BOTANICA. Tela-botanica, le réseau de la botanique francophone [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.tela-botanica.org/site:accueil?module=fiche&cpr=BDNFF&cprv=4.02&nn=23730>>

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C., BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 1979, vol. 51, n° 7, pp. 844-851.

TREMEL-SCHAUB A., FEIX, I. Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. Paris : 2005, EDP Sciences. 414 p.

TOKAHOGLU S., KARTAL S. Comparison of Metal Fractionation Results Obtained from Single and BCR Sequential Extractions. *Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 75, n°1, pp. 180-188.

TOKAHOGLU S., KARTAL S. Multivariate analysis of the data and speciation of heavy metals in street dust samples from the Organized Industrial District in Kayseri (Turkey). *Atmospheric Environment*, 2006, vol. 40, n° 16, pp. 2797-2805.

U

URE A.M., QUEVAUVILLER P., MUNTAU H., GRIEPINK B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European communities. *Analytical Chemistry*, 1993, vol. 51, n°1-4, pp. 135–151.

V

VAN DER MAAREL E. Vegetation ecology : an overview. **In** : Vegetation ecology. Oxford : Blackwell Publishing, 2004, pp. 1-51.

VYMAZAL J., KRÖPFELOVA L. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 2005, vol. 25, n° 5, pp. 606-621.J.

VYMAZAL J, ŠVEHLA J, KRÖPFELOVA L, and CHRASTNÝ V. Trace elements in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*, 2007, vol. 380, n° 1-3, pp. 154–162.

VYMAZAL J., SVEHLA J., KROPFELLOVA L., NEMCOVA J., SUCHY V. Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. **Biogeochemistry**, 2010, **vol. 101, n° 1-3**, pp. 335-356

VYMAZAL J. Nutrient accumulation by *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in two constructed for wastewater treatments. **In** : Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands. Berlin : Springer, 2011, 133-149 p.

VYMAZAL J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Wetland restoration*, 2011, vol. 674, n°1, pp. 133-156.

W

WAISEL Y., ESHEL A., KAFKAFI U. 3^{ème} Ed. Plant Roots. The Hidden Half. New York : Marcel Dekker, 2002, 1120 p.

WANG W.H., WONG M.H., LEHARNE S., FISHER B. Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London. *Environmental Geochemistry Health*, 1998, vol. 20, n° 4, pp. 185-198.

WANG W.S., SHAN X.Q., ZHANG S.Z. Comparison of speciation and bioavailability of rare earth elements between wet rhizosphere soil and air-dried bulk soil. *Analytica Chimica Acta*, 2002, vol. 441, n° 1, pp. 147-156.

WANG X., SHAN X, ZHANG S., WEN B. 'A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetable under the field conditions, *Chemosphere*, 2004, vol. 55, n° 6, :2004, pp. 811-822.

WANG H., JIA Y., WANG S., ZHU H., WU X. Bioavailability of cadmium adsorbed on various oxides minerals to wetland plant species *Phragmites australis*. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, vol. 167, n°1-3, pp. 641-646.

WEIS J.S., WINDHAM S., WEIS P. Patterns of metal accumulation in leaves of the tidal marsh plants *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* Cav. Trin ex Steud. over the growing season. *Wetlands*, 2003, vol. 23, n° 2, pp. 459-465

WEIS J.S., GLOVER T., WEIS P. Interactions of metals affect their distribution in tissues of *Phragmites australis*. *Environmental Pollution*, 2004, vol. 131, n° 3, pp. 409-415.

Y

YANG J., YE Z. Metal accumulation and tolerance in wetland plants. *Frontiere Biology*, 2009, vol. 4, n°3, pp. 282-288.

YE Z.H., BAKER A.J.M., WONG M.H., WILLIS A.J. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*, 1997, vol. 136, pp. 464-480.

YE Z.H., BAKER A.J.M., WONG M.H., WILLIS A.J. Copper tolerance, uptake and accumulation by *Phragmites australis*. *Chemosphere*; 2003, vol. 50, n° 6, pp. 795-800.

Z

ZANDERS J.M. Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of the Total Environment*, 2005, vol. 339, n°1, pp. 41-47.

ZIMMERMAN A.J., WEINDORF D.C. Heavy metal and trace metal analysis in soil by sequential extraction : A Review of Procedures. *International Journal of Analytical Chemistry*. 2010, vol. 2010, pp. 1-7. Disponible sur : <<http://downloads.hindawi.com/journals/ijac/2010/387803.pdf>>

Annexes

Annexe 1 : Communications durant la thèse

Conférences Nationales

Oraux

- **10^{èmes} Journées Nationales d'Etude du Sol**, Strasbourg, Mai 2009 : Relations entre la dynamique de la végétation et les caractéristiques du sol : caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration. SAULAIS *et al.*
- **Journées Plénières du LCPC Eau Environnement**, Lille, novembre 2008 Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration. SAULAIS *et al.*
- **Journées Plénières Eau Environnement**, Bordeaux, novembre 2009 : Végétalisation naturelle d'un bassin d'infiltration : Relations entre espèces végétales et métaux lourds (Zn, Cd, Cu). SAULAIS *et al.*

Conférences Internationales

Oraux

- **20th annual conference of Association for Environmental Health and Sciences (AEHS)**, San Diego (USA), Mars 2010 : Trace Elements Uptake (Zn, Cd and Cu) by 3 Dominant Plants of an Infiltration Basin. SAULAIS M. *et al.*"
- **7th International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management Novatech**, Lyon, Juin 2010 : Cd, Cu and Zn mobility in contaminated sediments from an infiltration basin colonized by wild plants: The case of *Phalaris arundinacea* and *Typha latifolia.*, Novatech, 27 Juin-01 Juillet 2010, Lyon.
- **54th Symposium of the Internation Association for Vegetation Sciences, Juin 2011**, Lyon. Vegetation patterns evolution of an artificially vegetalized stormwater infiltration basin. SAULAIS *et al.* (orateur: J.P. Bedell)

Poster

- **54th Symposium of the Internation Association for Vegetation Sciences, Juin 2011**, Lyon. Survey of plant colonization of a stormwater infiltration basin through static and dynamic approach. SAULAIS *et al.* (présenté par J.P. Bedell)

Article

- SAULAIS M., BEDELL J.P., DELOLME C. Cd, Cu and Zn mobility in contaminated sediments from an infiltration basin colonized by wild plants: The case of *Phalaris arundinacea* and *Typha latifolia*. *Water Science and Technology*, 2011, vol. 64, n° 1, pp. 255-262.

Productions OTHU

Oraux

- **3ème Séminaire Scientifique de l'OTHU**, INSA de Lyon, décembre 2008. Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration. SAULAIS *et al.*

Production écrite

- **Fiche technique OTHU N° 15** : Vers une méthodologie d'étude de la végétalisation naturelle de bassins d'infiltration. SAULAIS M., LEMOINE D., BEDELL J.P., DELOLME C. Collaboration photos aériennes : Saleri R. et Lequay H. labo MAP-ARIA ENSA Lyon.

Annexe 2 : Scripts pour la réalisation des tests statistiques sous R

Avant toute analyse, se placer dans le dossier contenant les fichiers textes sur lesquels les analyses statistiques doivent être réalisées :

```
setwd("G:/statistiques")
```

❖ Dendrogramme (distance de Bray Curtis + méthode « complète ») :

« Charger préalablement le package `écodist`. »

```
clustinv<-read.table("inventaire.txt",h=T) « inventaire.txt est un fichier présentant les espèces en lignes et les zones échantillonnées en colonnes »
```

```
clustinv2<-t(clustinv)
```

```
plot(hclust(bcdist(clustinv2,rmzero=FALSE))) « la fonction bcdist permet de calculer la distance de Bray Curtis »
```

❖ Co-inertie :

```
library(ade4) « Charger préalablement le package ADE4 puis la librairie »
```

```
tab1<-read.table("flore.txt",h=T)
```

```
tab2<-t(tab1)
```

```
tab3<-read.table("dchimie.txt",h=T) « dchimie.txt est un tableau présentant les réplicats en lignes et les paramètres en colonnes »
```

```
afc<-dudi.coa(tab2, scannf = FALSE,nf=2) « AFC préalable à la co-inertie »
```

```
acp<-dudi.pca(tab3, row.w=afc$lw, scannf = FALSE,nf=2) « ACP préalable à la co-inertie »
```

```
cia<-co inertia(dudiX=acp,dudiY=afc,scann=FALSE, nf=2) « Co-inertie »
```

```
summary(cia)
```

```
cumsum(cia$eig/sum(cia$eig)*100)
```

```
cia$eig[1]/sum(cia$eig)
```

```
randtest(cia) « Test de Monte-Carlo »
```

```
plot(cia)
```

```
cbind(cia$1)
```

```
cbind(cia$c1)
```

❖ ANOVA :

```
tab<-read.table("django.txt",h=T)
```

```
attach(tab)
```

```
analyse1<-aov(ZnPR~espece*saison)
```

```
summary(analyse1)
```

❖ Shapiro-Wilk :

```
shapiro.test(residuals(analyse1))
```

❖ Levene :

```
levne1<-aov(abs(residuals(analyse1))~espece*saison)
```

```
summary(levne1)
```

❖ Test de Tukey :

```
TukeyHSD(analyse1)
```

❖ Kruskal Wallis :

```
kruskal.test(ZnS~saison)
```

Annexe 3 : Photos d'espèces végétales



Lolium perenne



Phalaris arundinacea



Polygonum mite



Schoenoplectus tabernaemontani



Rumex crispus



Typha latifolia



Eleocharis palustris



Senecio inaequidens

Annexe 4 : Noms français et latins d'espèces végétales

| Nom latin | Nom français |
|--|-------------------------------|
| <i>Acorus calamus</i> | Acore odorant |
| <i>Artemisia vulgaris</i> | Armoise |
| <i>Ambrosia artemisifolia</i> | Ambroisie |
| <i>Carex hirta</i> | Laiche hérissée |
| <i>Daucus carota</i> | Carotte sauvage |
| <i>Eleocharis palustris</i> | Souchet des marais |
| <i>Erigeron annuus</i> | Vergerette annuelle |
| <i>Holcus lanatus</i> | Houlque laineuse |
| <i>Iris pseudacorus</i> | Iris faux acore ou Iris jaune |
| <i>Lolium perenne</i> | Ray-grass anglais |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | Baldingère |
| <i>Phragmites australis</i> | Roseau |
| <i>Poa trivialis</i> | Paturin commun |
| <i>Polygonum mite</i> | Renouée douce |
| <i>Potentilla reptans</i> | Potentille rampante |
| <i>Ranunculus repens</i> | Renoncule rampante |
| <i>Rumex crispus</i> | Patience crépue |
| <i>Senecio inaequidens</i> | Séneçon du Cap |
| <i>Schoenoplectus tabernae montani</i> | Scirpe des chaisiers glauques |
| <i>Stellaria graminea</i> | Stellaire graminée |
| <i>Taraxacum section ruderalia</i> | Pissenlit commun |
| <i>Thlaspi arvense</i> | Tabouret des champs |
| <i>Typha latifolia</i> | Massette |

Annexe 5 : Teneurs métalliques extraites (expérience sur le roseau)

| | Cd (mg/kgMS) | | | Cu (mg/kgMS) | | | Zn (mg/kgMS) | | |
|----------------|--------------------------------------|------------------|-----------|-------------------|------------------|-----------|-------------------|------------------|-------------|
| | CaCl ₂ | Tampon d'acétate | DTPA | CaCl ₂ | Tampon d'acétate | DTPA | CaCl ₂ | Tampon d'acétate | DTPA |
| Minerve | 4*10 ⁻⁴ -10 ⁻³ | 0,04-0,05 | 0,03-0,04 | 0,002-0,008 | 0,3-2,1 | 4,0-5,0 | 0,5-1,8 | 4,1-11,2 | 3,2-8,3 |
| Grézieu | 0 | 0,07-0,09 | 0,1 | 0-0,01 | 5,5-6,7 | 26,2-30,3 | 0 | 140,0-154,7 | 101,3-122,9 |

Annexe 6 : Bilans de masse de la répartition des métaux au moment du pic de croissance de la plante

Après avoir décrit les modes d'accumulation dans les différents compartiments étudiés, un bilan massique de la répartition des métaux entre les différents compartiments environnementaux (parties aériennes, parties souterraines, horizons de surface) a été réalisé. Les données massiques (masse sèche de chaque compartiment sur une surface de 1m²) ont été obtenues en août 2009 alors que les mesures de concentrations ont été réalisées en août 2008 (tableau ci-dessous).

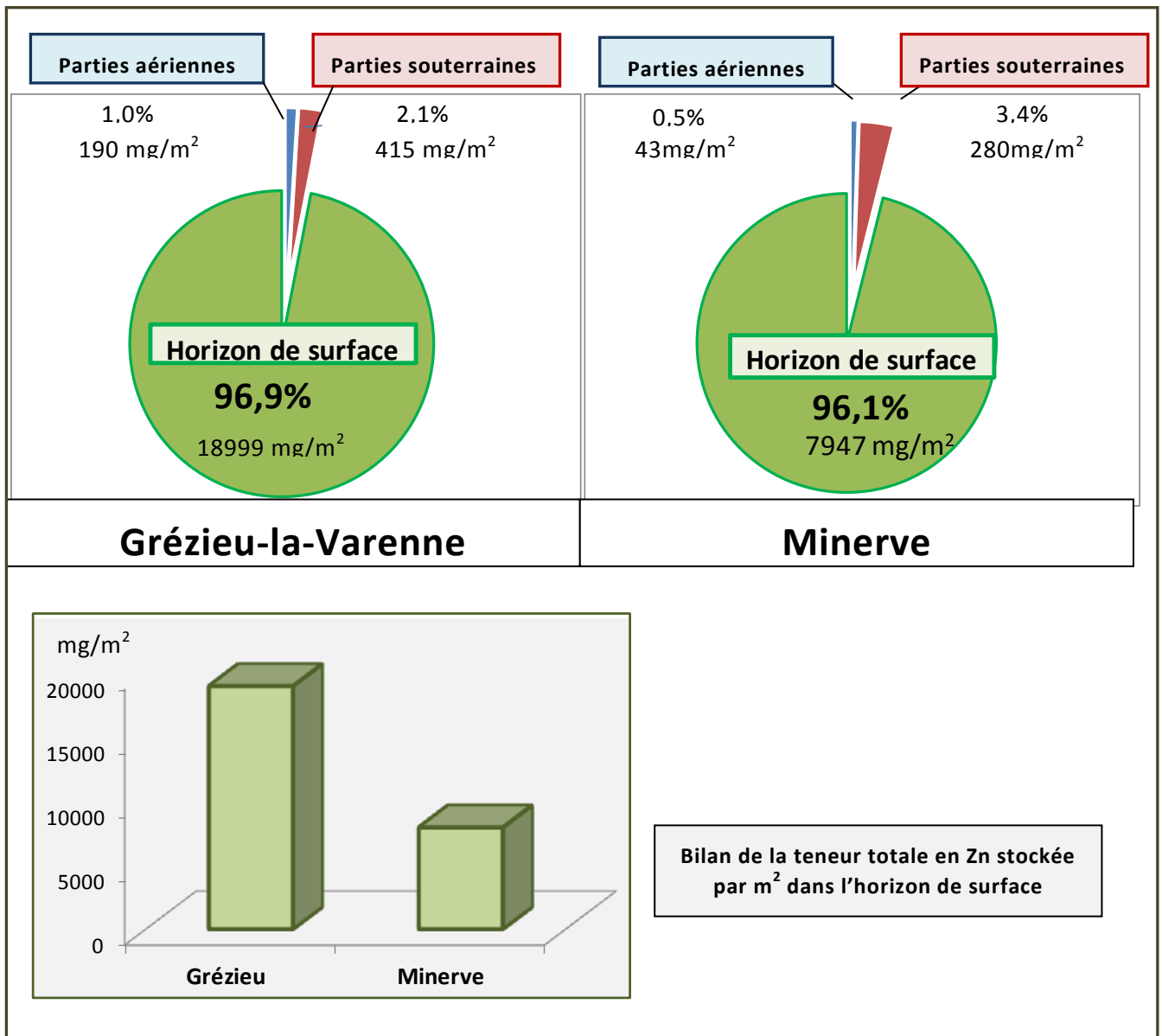
Masse sèche par m² de chaque compartiment environnemental

| | <i>Minerve</i> | <i>Grézieu-la-Varenne</i> |
|--|-------------------------|---------------------------|
| Nombre de pousses par m² | 185 | 116 |
| Poids sec des parties aériennes | 4258 g/m ² | 2494 g/m ² |
| Poids sec des parties souterraines | 9,3 g/m ² | 5,9 kg/m ² |
| Poids sec de l'horizon de surface | 113,5 kg/m ² | 59,8 kg/m ² |

Le bassin Minerve se distingue par la quantité de particules fines inférieures à 2 mm accumulée sur la surface presque deux fois plus élevée qu'à Grézieu-la-Varenne.

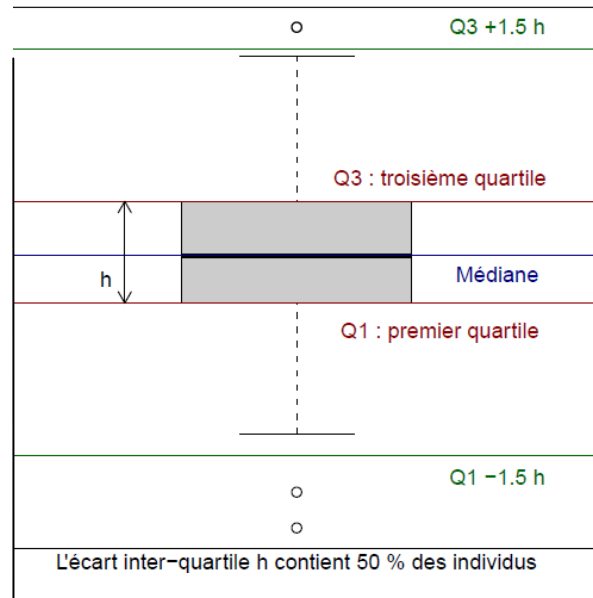
On note également que sur le bassin Minerve la biomasse végétale aérienne et souterraine atteint des teneurs presque deux fois plus élevées que dans le bassin Grézieu-la-Varenne. Ces résultats confirment la bonne croissance du roseau dans le bassin de Minerve.

Quelque soit la zone considérée, l'horizon de surface représente le lieu de stockage majeur des métaux. L'horizon de surface stocke plus de 96% du zinc quelque soit la zone considérée. Bien que le roseau de Minerve présente les biomasses aériennes les plus élevées, la quantité de métaux stockée dans la plante est deux à 3 fois plus élevée à Grézieu la Varenne. De même, la quantité de métaux accumulée à la surface du bassin de Grézieu représente des teneurs métalliques deux fois plus élevée à l'échelle du m² (figure ci-contre).



Bilans par m² de la répartition du zinc entre les 3 compartiments environnementaux

Annexe 7 : boîte à moustaches



D'après Lobry, 2009

Annexe 8 : résultats des analyses d'ions au dionex

| | Date de prélèvement | SO ₄ CaCl ₂ (mg/kgMS) | SO ₄ tampon (mg/kgMS) | SO ₄ DTPA (mg/kgMS) | MgCaCl ₂ (mg/kgMS) | Mgtampon (mg/kgMS) | MgDTPA (mg/kgMS) | CaCaCl ₂ (g/kgMS) | Catampon (g/kgMS) | CaDTPA (g/kgMS) |
|-----------------------------|---------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|--------------------------|-------------------------|---------------------------------|------------------------|-----------------------|
| <i>Typha latifolia</i> | Juin | 119,3 _{+/-19,4} | 78,7 _{+/-77,5} | 33,1 _{+/-1,3} | 49,3 _{+/-3,1} | 361,7 _{+/-31,6} | 32,0 _{+/-3,5} | 2,8 _{+/-0,3} | 44,3 _{+/-1,7} | 2,3 _{+/-0,5} |
| | Août | 235,3 _{+/-27,5} | 318,7 _{+/-20,4} | 34,9 _{+/-8,3} | 78,3 _{+/-4,2} | 420,0 _{+/-6,6} | 48,7 _{+/-3,1} | 3,4 _{+/-0,1} | 45,6 _{+/-0,5} | 2,4 _{+/-0,1} |
| | Décembre | 65,7 _{+/-2,5} | 27,0 _{+/-46,8} | 19,9 _{+/-4,0} | 63,7 _{+/-4,5} | 355,0 _{+/-7,5} | 44,0 _{+/-15,9} | 3,0 _{+/-0,2} | 42,3 _{+/-0,2} | 2,0 _{+/-0,3} |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | Juin | 56,7 _{+/-7,8} | 0 | 116,0 _{+/-49,8} | 66,3 _{+/-4,5} | 351,3 _{+/-47,2} | 33,7 _{+/-10,8} | 3,1 _{+/-0,0} | 37,6 _{+/-2,5} | 1,9 _{+/-0,8} |
| | Août | 156,3 _{+/-2,9} | 164,3 _{+/-38,6} | 155,4 _{+/-64,7} | 103,7 _{+/-2,3} | 393,0 _{+/-77,5} | 70,7 _{+/-17,0} | 3,8 _{+/-0,3} | 31,3 _{+/-4,3} | 3,1 _{+/-0,7} |
| | Décembre | 14,7 _{+/-0,6} | 186,3 _{+/-107,1} | 101,0 _{+/-9,5} | 85,7 _{+/-1,5} | 290,0 _{+/-27,2} | 53,7 _{+/-4,2} | 3,2 _{+/-0,1} | 28,5 _{+/-1,8} | 2,7 _{+/-0,1} |

Résumé

Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention : caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé

Les bassins de gestion des eaux pluviales, dont l'horizon de surface est parfois fortement contaminé, peuvent être naturellement ou volontairement colonisés par la végétation. L'objectif de ce travail est de mieux comprendre le rôle de la végétation dans le contrôle de la mobilité des métaux lourds comme le Zinc, le Cuivre et le Cadmium. Le premier volet de ces travaux, consacré à la caractérisation de la végétation se développant dans ces bassins, a montré que ces ouvrages abritaient une flore diversifiée, allant d'une végétation rudérale éparse à une végétation dense caractéristique de zones humides. Ensuite, une analyse physico-chimique multiparamétrique d'échantillons prélevés à la surface de bassins colonisés par des espèces végétales dominantes a été réalisée. Nous avons montré que les carbonates et la matière organique contrôlaient particulièrement la mobilité du Cu, Cd et Zn dans ces milieux. Les paramètres les plus variables temporellement et spatialement, sont essentiellement liés au cycle de la matière organique (nitrates, fraction métallique liée à la matière organique) mais également à l'apport de particules anthropiques (texture, métaux). Lorsque la plante est à son maximum de croissance, la mobilité potentielle des métaux est la plus élevée alors que la phase de sénescence de la plante semble conduire à un meilleur piégeage de ces contaminants. Cette thèse invite à considérer la végétation comme un agent de transformation de l'horizon de surface et à intégrer cette composante dans les futurs travaux sur la contamination des ouvrages d'assainissement urbain.

Mots-Clés: assainissement pluvial – biodisponibilité – colonisation – communautés végétales – métaux lourds – mobilité – relation plante-sol

Vegetation of stormwater basins: Flora inventory and physico-chemical characterization of vegetated surface.

Urban stormwater basins surfaces can be highly contaminated and can be spontaneously or intentionally vegetated. The aim of this work is to better characterize the role of the vegetation on heavy metal (Zn, Cd, Cu) mobility. Firstly, vegetation inventory has pointed out the high species diversity in these devices (from ruderal vegetation to wetland plants). Then, a physico-chemical characterization of surface samples vegetated by dominant species has been carried out. We have shown that carbonates and organic matter play a major role in the control of heavy metal mobility. The parameters which are the most spatially and temporally variable are essentially related to organic matter cycle (nitrate, heavy metal fraction bound to organic matter), and to the introduction of stormwater suspended matter (heavy metals, texture). At the maximum of plant growth phase, heavy metal mobility is enhanced and the period of plant death leads to a better heavy metal retention in the basin surface. This thesis invites us to consider plants as agents of surface stormwater basin transformation and to include plants in future research work.

Mots-Clés : bioavailability – colonization – heavy metals – mobility – plant communities– soil plant relation. – stormwater purification