

ÉCOLE DOCTORALE 221 AUGUSTIN COURNOT
UMR 7362-LIVE-CNRS et UMR MA8101-GESTE-INRAE-ENGES

THÈSE présentée par :

Guillaume JACEK

Soutenue le **10 décembre 2021**

pour obtenir le grade de : Docteur de l'université de Strasbourg

Discipline/ Spécialité : Écologie

Suivi et évaluation de la requalification de friches
industrielles en zone de compensation écologique :
Le cas de l'ancienne raffinerie pétrolière de
Reichstett

THÈSE dirigée par :

Mme COMBROUX Isabelle

Maître de conférences, Université de Strasbourg

Mme ROZAN Anne

Professeure, ENGES, Université de Strasbourg

RAPPORTEURS :

Mme Isabelle LAFFONT-SCHWOB

Professeure, Aix Marseille Université

M. Harold LEVREL

Professeur, AgroParisTech

EXAMINATEUR :

M. Karl-Matthias WANTZEN

Professeur, Université de Tours

L'Université de Strasbourg n'entend donner aucune approbation, ni improbation aux opinions émises dans cette thèse ; elles doivent être considérées comme propres à leur auteur.

Remerciements

Il y a beaucoup de monde à remercier et de choses à dire dans cette partie, je n'ai cependant que quelques lignes pour le faire. Je vais donc d'abord tous vous remercier, de ceux qui ont participé de près ou de loin à ce projet d'une vie, ou qui tout simplement ont pris ou prendront le temps de s'y intéresser Merci !

Merci à,

Isabelle Combroux, ma directrice de thèse. Merci de m'avoir fait confiance pour ce projet et déjà bien avant puisque voilà déjà 5 ans que tu me subis, moi et mon humour. J'ai pu construire grâce à toi, je l'espère et je le crois, une rigueur scientifique et rédactionnelle, même si cela se faisait souvent sous la menace d'un jet de trouilloteuse. Les Saint-Genix tout chauds trainants sur la table de réunion risquent fort de me manquer. C'est en grande partie grâce à toi et tes efforts que j'en suis là aujourd'hui, alors encore, merci.

Anne Rozan, ma co-directrice de thèse. Merci de m'avoir permis de découvrir le monde de la pluridisciplinarité en nous permettant avec Isabelle, d'avoir des discussions enrichissantes sur les différentes approches que l'on peut avoir d'un projet. Le développement des idées et de nos discussions m'ont permis d'accéder à un domaine qui sinon, me serait probablement resté fermé.

Isabelle Laffont-Schwob et **Harold Levrel et Karl Matthias Wantzen**, mes rapporteurs et examinateurs Je vous remercie de l'intérêt que vous portez à mes recherches et des efforts de relecture de ce manuscrit qui résume trois années de travail.

Abdelkrim Bouchelaghem, directeur chez Brownfields cofinanceur de ce projet. Merci de m'avoir fait entièrement confiance et de m'avoir intégré dans le projet de création de l'Ecoparc. Merci également à **René Gass, Thibault Flament, Patrick Winckel, Laurent Conrad** et toute l'équipe de Wagram qui m'ont été d'une aide précieuse tout au long de la thèse.

Cécile Grand, Chef de projets sites et sols pollués à l'ADEME cofinanceuse de ce projet pour m'avoir fait confiance dans ce projet et avoir suivi de près ses avancées.

Merci à **Nathalie Dumax** et **Julia Clause** membres de mon comité de suivis pour leur rôle dans le bon déroulement de ma thèse et leurs judicieux conseils.

A l'ensemble des membres des **laboratoires LIVE et GESTE** qui m'ont accueilli pour la durée de cette thèse voir depuis plus longtemps encore. Merci à **Rémi Barbier** dont la signature du bon de commande pour 3000 vers de terre restera, je pense, un moment marquant de ma thèse. A **Estelle Baehrel** gestionnaire administrative du LIVE et **Caroline Lienhard** gestionnaire administrative du Geste, merci pour votre réactivité et votre énergie qui m'ont plusieurs fois sorti du pétrin.

Merci à **Martine Trautmann**. Je pense que serais encore dans mes petits tas de sols si tu n'avais pas été là ! Merci pour tes conseils et ton expérience, j'ai beaucoup appris grâce à toi.

Merci à **Cybill Staentzel**. Je me souviendrai toujours de mon premier jour de terrains en stage avec toi. Grâce à toi j'ai pu comprendre que l'écologie est une vraie aventure, mais une aventure qui en vaut largement la peine ! Ces moments resteront gravés et ont probablement joué un grand rôle dans mon choix de carrière.

Un énorme merci à l'ensemble de la team botanique qui a rendu cette aventure extraordinaire et m'a soutenu tout au long du projet. Il me faudrait probablement une thèse entière pour vous remercier correctement. Merci à **Laurent Hardion** d'avoir été d'une grande aide dans ce projet et m'avoir permis à maintes reprises de sortir la tête de l'eau et de me suivre dans mon délire bryologique. Merci à **Audrey Muratet** pour ses précieux conseils et sa passion contagieuse pour les friches et les espèces voyageuses. Merci à **Etienne Chanez** pour son aide sur le terrain en laboratoire et même en dehors. Merci à **Eole Cézard** #cépi et ses séances de tortures sportives. Merci à l'équipe de l'herbier **Marion Martinez** pour ses chorégraphies endiablées et son écoute et **Maïva Cattet** pour son enthousiasme et ses conseils. Et bien sûr merci aux compagnons de galère **Armando Espinoza** et **Eloise Lenormand** avec qui j'ai pu, autant que ce peu, me plaindre, râler (sport ou je suis champion olympique) et surtout rigoler. Merci à tous pour ces soirées, ces randonnées, ces tartes flambées ou encore les parties de Molki qui m'ont permis de profiter pleinement de ma thèse. Bref ces quelques lignes ne seront jamais suffisantes pour résumer tout l'aide et le soutien que vous m'avez tous apporté et je pense qu'au-delà de collègues, j'ai pu trouver ici de réels amis.

Merci à **François Labolle** pour ces bons conseils et sa bonne humeur, et bien sûr **Gisèle Hann-Archipoff**, **Michèle Trémolière**, **Camille Rustenholz** et plein d'autres.

Merci à l'ensemble des stagiaires : **Antoine** et **Guillaume** pour leur tri de la faune aquatique et des sols, **Martin**, **Murielle**, **Léa**, **Roberta** pour leur aide sur le terrain ou en laboratoire. Un remerciement tout particulier à **Francesca Celentano** qui, pendant ses 6 mois de stage, m'a beaucoup aidé notamment lors de nos chasses hebdomadaires au vers de terre.

Et surtout

Papa, Maman et Grégory merci ! Vous avez tous les trois participé de près ou de loin à cette aventure que ce soit en me soutenant moralement, en me conseillant, en relisant mes documents ou encore en m'aidant à mettre de la terre au four. Il n'existe je pense, pas en tout cas dans la langue française, de mots assez forts pour vous dire combien je vous aime et je suis reconnaissant pour ce que vous avez fait pour moi.

Merci à **Germain**, ton soutien et ta présence au moindre souci ont été d'une aide précieuse, surtout dans le cadre d'un déménagement express à Marseille.

À **Mémé** même si tu n'es plus là pour le voir je suis sûr que tu es très fière. Tu as toujours voulu que je sois un Buch (agriculteur) ou un Schüelmëjschder (maître d'école) J'ai décidé de faire les deux et d'enseigner l'écologie.

Et bien sûr à toute ma famille sans oublier **Suzette** et **Brutus**.

MERCI !

Table des matières

Introduction	15
1) L'écologie de la restauration comme moyen de lutte contre l'artificialisation des sols	15
1.1) Une augmentation croissante des terres artificialisées	15
1.2) Vers un objectif de « Zéro artificialisation nette »	16
1.3) Restauration écologique	17
1.3.1) Concepts et définitions	18
1.3.1.1) Trajectoire écologique et écosystème de référence	18
1.3.1.2) Conception et application d'outils d'ingénierie écologique	20
1.3.2) Evaluation du succès des mesures de restauration	21
2) La restauration écologique appliquée aux friches industrielles	23
2.1) Les friches industrielles	23
2.1.1) Définition et état des lieux	23
2.1.2) Caractéristiques pédologiques et écologiques des friches industrielles	27
2.1.2.1) Les technosols de friches industrielles	27
2.1.2.2) La biocénose des friches industrielles	29
2.2) Mise en place de mesures de restauration écologique sur les friches industrielles	30
2.2.1) Dépollution.....	30
2.2.2) Les techniques d'ingénierie écologique des sols.....	31
2.3) Evaluation des bénéfices environnementaux associés à la restauration des friches industrielles	35
2.3.1) L'évaluation des bénéfices environnementaux : approches économiques traditionnelles	35
2.3.2) Services et disservices écosystémiques : origines et définition	36
2.3.3) Les méthodes d'évaluation par l'équivalence	40
2.3.3.1) Définition de l'évaluation par équivalence	40
2.3.3.2) Evaluation de l'équivalence et triptyque « Eviter, Réduire, Compenser » (ERC)	41
2.3.3.3) Deux EAM majeures : l'Habitat Equivalency Analysis (HEA) et Habitat Evaluation Procedure (HEP)	42
2.3.3.4) Intégration des services et disservices écosystémiques dans l'évaluation de l'équivalence	44
3) Problématiques et organisation du manuscrit	48
Chapitre 1 "Brownfields redevelopment over the years: from definition to sustainable reuse" (Manuscrit A) ...	51
Chapitre 2 : Matériel et méthodes	63
1) La friche de la raffinerie pétrolière de Reichstett	63
1.1) Localisation et contexte paysager	63
1.2) Historique	66

1.3) La mosaïque d'habitats présents sur la friche	67
1.4) La requalification de la friche de la raffinerie pétrolière de Reichstett.....	69
1.4.1) Déconstruction et dépollution	69
1.4.2) Destruction d'une zone humide et mise en place de mesures compensatoires	73
1.5) La zone humide de compensation	74
1.5.1) Description et objectifs des mesures compensatoires	74
1.5.2) Caractérisation des différents réservoirs de biodiversité à proximité de la zone de compensation ..	75
2) Protocole expérimental de restauration des sols	79
2.1) Sélection et description initiale des zones d'étude.....	80
2.1.1) Localisation des zones d'études et protocole de caractérisation	80
2.1.2) Etude des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques initiales des sols.....	81
2.1.2.1) Analyses physico-chimiques.....	81
2.1.2.2) Méthode de relevé de la faune lombricienne.....	86
2.1.2.3) Méthode de relevé de la mésofaune des sols	87
2.1.3) Résultats de la caractérisation initiale des sols	89
2.1.4) Sélection des prairies de référence.....	92
2.2) Protocole expérimental	94
2.2.1) Sélection des méthodes testées	94
2.2.2) Approvisionnement en espèces locales	95
2.2.3) Protocole expérimental de restauration des technosols	100
2.3) Suivi des impacts des expérimentations.....	102
Chapitre 3 : Restauration des technosols de friches industrielles	105
1) Using engineer species in brownfield soil restoration: a real opportunity to reclaim abandoned areas? (Manuscript B In prep. 2021 Ecological engineering).....	106
2) Impacts des approches expérimentales sur la zone mésophile et très hygrophile	132
Chapitre 4 : Ajustement de la méthode HEP adaptée à l'ancienne friche industrielle pétrolière de Reichstett : étapes préliminaires et montage des indicateurs	135
1) Identification des habitats présents et des services	136
1.1) Sources de données accessibles	136
1.2) Protocole d'identification des habitats présents sur le site et des services et disservices écosystémiques associés	137
2) Habitats, services et disservices écosystémiques identifiés sur le site de Reichstett	141
2.1) Typologie d'habitat sur le site de Reichstett conservée pour la méthode aHEP.....	141
2.2) Services et disservices écosystémiques associés aux habitats identifiés sur le site de Reichstett.....	143
2.2.1) Services écosystémiques identifiés.....	143

2.2.2) Disservice écosystémique identifié.....	149
3) Sélection et description des indicateurs utilisés dans l'ajustement de la méthode aHEP au site de Reichstett	149
3.1) Protocole de sélection des indicateurs.....	149
3.2) Données disponibles utilisées dans la sélection des indicateurs	151
3.2.1) Données disponibles pour la zone humide impactée et la zone d'accueil.....	151
3.2.2) Données récoltées sur la zone de compensation.....	151
3.3) De la mesure de l'intégrité écologique à l'évaluation des services écosystémiques de régulation.....	152
3.3.1) Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation comme indicateur de l'intégrité de l'habitat	153
3.3.2) Un indicateur d'hydromorphie des sols pour les MEEC des habitats humides.....	154
3.4) Des indicateurs basés sur la végétation pour l'évaluation du degré de fonctionnalité des habitats	155
3.4.1) Evaluation de l'activité photosynthétique via l'utilisation de données de télédétection	156
3.4.2) Service écosystémique de pollinisation : Indice nectarifère simplifié	158
3.5) Services écosystémiques d'approvisionnement.....	159
3.5.1) Approvisionnement en biomasse issue d'espèces végétales cultivées terrestres	159
3.5.1.1) Indicateur de Productivité agricole potentielle (PAP)	160
3.5.1.2) Evaluation qualitative de la qualité agricole des sols	161
3.5.2) Approvisionnement en biomasse issue d'espèces végétales sauvages terrestres : la valeur fourragère	162
3.5.2.1) Valeur fourragère d'une prairie : l'unité fourragère lait.....	162
3.5.2.2) Valeur fourragère locale.....	163
3.6) Services écosystémiques culturels	163
3.7) Evaluation du risque allergène engendré par les différents habitats	167
4) Récapitulatif des indicateurs choisis et de la méthode de calcul des UH.....	169
Chapitre 5 : Application de la méthode HEP adaptée : Evaluation des bénéfices environnementaux liés à la	173
restauration de la friche industrielle de Reichstett	173
1) Use of the adapted HEP method for the assessment of environmental benefits related to the	
implementation of ecological restoration measures on a brownfield site. (Manuscrit C, en preparation revue	
visée Ecological Economics).....	173
2) Intégration des services d'approvisionnements et disservices dans l'évaluation des bénéfices	
environnementaux.....	196
2.1) Mesures des unités d'habitats associées aux services d'approvisionnements.....	196
2.1.1) Service d'approvisionnement en espèces végétales terrestres cultivées pour l'alimentation, les	
matériaux ou la production d'énergie	196
2.1.2) Service d'approvisionnement en espèces végétales sauvages pour l'alimentation, les matériaux et	
l'énergie	197
2.2) Mesure de l'évolution du nombre d'unités d'habitats associées au disservice de risque allergène	198

2.3) Conséquences des mesures de restauration sur la production de disservices et de services d'approvisionnement : identification de potentiels leviers.....	199
Discussion générale et perspectives	203
1) Le sol un compartiment clé dans la restauration des friches industrielles	204
1.1) Renaturation des technosols de friches industrielles	204
1.2) Un compartiment négligé dans les études impacts	206
2) Limites et bénéfices de l'application de la méthode aHEP à l'évaluation de la restauration des friches industrielles	206
2.1) La méthode aHEP pour l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration.....	207
2.2) Les limites du transfert de la méthode aHEP à une évaluation ex-post de restauration de friches industrielle	208
3) Perspectives	210
3.1) Impacts des pollutions résiduelles.....	210
3.2) Application de la méthode aHEP à l'ensemble du site	211
Références	213
Annexes	259

Table des figures et tableaux

Figure 1 : Trajectoire écologique dans le cadre de la mise en place de mesures de restauration écologique.....	18
Figure 2 : Représentation schématique des différentes étapes du processus de restauration écologique (d'après Gann et al., 2019)	19
Figure 3 : Roue du rétablissement	21
Figure 4 : Evolution du pourcentage d'emplois dans les différents secteurs d'embauche	23
Figure 5 : Représentation des variations dans la définition et la typologie des « Brownfield » en fonction des différents pays d'Europe.....	24
Figure 6 : Nombre de sites et superficie couverte par des friches industrielles	26
Figure 7 : Caractéristiques des technosols de friches industrielles.....	28
Figure 8 : Différents stades successionnels et caractéristiques de la végétation observée sur les friches industrielles	29
Figure 9 : Représentation schématique de la notion de socio-écosystème et des relations qui la composent.	37
Figure 10 : Cascade des services écosystémiques.....	38
Figure 11 : Grandes catégories de services écosystémiques et leur lien avec le bien-être humain	39
Figure 12 : Représentation schématique de l'insertion dans le triptyque ERC des services écosystémiques impactés par le projet d'aménagement.....	45
Figure 13 : Déroulement de la méthode HEP et aHEP et principales différences	47
Figure 14 : Localisation et zonage des anciens terrains appartenant à la raffinerie pétrolière de Reichstett	64
Figure 15 : Localisation du site d'étude dans l'ancienne plaine alluviale rhénane du Ried Nord d'Alsace	65
Figure 16 : Localisation de la friche par rapport aux corridors écologiques et réservoirs de biodiversité majeurs situés dans la trame paysagère locale.....	65
Figure 17 : Délimitations du site d'étude	67
Figure 18 : Cartographie des habitats présents sur la friche industrielle.....	68
Figure 19 : Photographie des différents stades de végétation observés sur la friche de la raffinerie pétrolière de Reichstett.....	69
Figure 20 : Démantèlement des installations de la raffinerie de Reichstett.....	70
Figure 21 : Localisations et types de pollutions observées à la suite de l'étude de HPC Environnement (2011).....	71
Figure 22 : Synthèse des différentes étapes de dépollution des eaux et des alluvions	72
Figure 23 : Zone de landfarming utilisée pour le traitement des sols pollués aux hydrocarbures.	72
Figure 24 : Description des milieux présents sur la zone de compensation	75
Figure 25 : Photographie aérienne du Ried Rott incluant l'ancienne réserve volontaire de la ballastière.....	76
Figure 26 : Localisation et délimitation de la zone agricole Est par rapport à la zone de compensation.	77
Figure 27 : Cartographie des habitats présents sur la zone agricole à l'Est de la raffinerie et au niveau de la ballastière de Reichstett.....	78
Figure 28 : Chronogramme du déroulement des expérimentations de restauration des technosols de la zone humide de compensation.....	79
Figure 29 : Localisation des zones de test utilisées dans le cadre des approches expérimentales de restauration de sol et pour le suivi de la végétation du site (2019).	81
Figure 30 : Protocole préliminaire de préparation des échantillons de sols bruts pour les analyses physico-chimiques.	83
Figure 31 : Analyse en composantes principales des données issues de l'analyse structurale et physico-chimique des sols de la zone de compensation prélevés en mars 2019.....	89

Figure 32 : Triangles de texture réalisés à l'aide d'une analyse granulométrique des échantillons prélevés dans les différentes zones de test.	90
Figure 33 : MWD (Mean weight diameter) observés pour chaque zone en fonction du type de traitement	91
Figure 34 : Compacité de surface moyenne pour chaque zone de test	92
Figure 35 : Prairie de référence finale du Schersand à Plobsheim.....	93
Figure 36 : Prairie de référence intermédiaire du Woerr à Lauterbourg.	93
Figure 37 : Méthodes d'ingénierie testées dans le cadre de la restauration des technosols de l'ancienne raffinerie pétrolière de Reichstett et filtres environnementaux visés.....	95
Figure 38 : Localisation des 5 prairies étudiées dans le cadre de la caractérisation de la biodiversité pédologique présente dans la zone agricole à l'Est de la raffinerie.....	96
Figure 39 : Transect d'échantillonnage Biodiv, répartition des points de prélèvement des différents groupes de faune des sols. (Cluzeau et al., 2009)	97
Figure 40 : Répartition des différentes catégories de tailles de vers de terre dans les prairies sélectionnées pour le transfert.	98
Figure 41 : Composition et caractéristiques des communautés de faune des sols présentes dans les prairies sources de vers de terre.	99
Figure 42 : Scarification d'une placette expérimentale à l'aide d'une scarificatrice manuelle	100
Figure 43 : Répartition des unités d'inoculation dans les placettes expérimentales dédiées	101
Figure 44 : Sources potentielles, précision et mode d'obtention des données pour la caractérisation de l'occupation des sols.....	136
Figure 45 : Localisation des différentes zones d'études dans le cadre de l'application de la méthode aHEP	138
Figure 46 : Cadre méthodologique d'identification du niveau de typologie d'habitat pertinent pour l'application de la méthode aHEP	139
Figure 47 : Cartographie des habitats présents sur la zone humide impactée avant (a) et après (b) sélection pour la méthode aHEP	142
Figure 48 : Cartographie des habitats présents sur la zone de compensation en juin 2021.	142
Figure 49 : Services (en vert) et potentiels disservices (en rouge) écosystémiques fournis par les friches industrielles.....	145
Figure 50 : Critères de sélection des indicateurs dans le cadre de la méthode aHEP.....	150
Figure 51 : Liens entre services écosystémiques et l'intégrité de l'habitat	152
Figure 52 : Facteurs influençant la capacité d'un écosystème à fournir le service d'approvisionnement en espèces végétales cultivées.....	159
Figure 53 : Catégories de rendement basées les rendements observés à l'échelle régionale.	160
Figure 54 : Evaluation de l'accessibilité du site étudié dans le cadre du calcul du recreation opportunity index. ...	166
Figure 55 : Unités d'habitats associées à la production de services d'approvisionnements et au disservice de risque allergène pour chaque habitat évalué.	200
Tableau 1 : Estimation des coûts par m ² de renaturation de sols artificialisés (Fosse et al., 2019, Source : France Stratégie)	17
Tableau 2 : Synthèse des avantages et inconvénients des différentes méthodes d'ingénierie pédologique dans le cadre de la restauration des technosols de friches industrielles	34
Tableau 3 : Analyses pédologiques réalisées sur les échantillons prélevés sur la zone de compensation	82
Tableau 4 : Classes de stabilité, encroûtement de surface et érosion par l'eau en fonction du MWD après désagrégation (Le Bissonais, 1996).....	86
Tableau 5 : Caractéristiques des communautés lombriciennes présentes dans chacune des prairies sélectionnées 98	

Tableau 6 : Superficies en hectares des différents habitats identifiés pour la méthode aHEP	141
Tableau 7 : Inventaire des services écosystémiques fournis par les différents habitats composant les zones humides	144
Tableau 8 : Services écosystémiques rendus par chacun des habitats et sources principales de validation de ce service.....	148
Tableau 9 : Evaluation de qualité agricole des sols.....	161
Tableau 10 : Liste des espèces végétales fourragères et de leur valeur en unités fourragère lait (UFL)	162
Tableau 11 : Description des critères d'évaluation du degré de naturalité d'un site (Traduit d'après Ode et al., 2009)	165
Tableau 12 : Méthode et critère de calcul du « Recreational potential index » (RPI)	166
Tableau 13 : Description et mode de calcul des indicateurs utilisés dans l'évaluation du risque allergène	168
Tableau 14 : Tableau croisé des indicateurs sélectionnés par habitats et par service	170
Tableau 15 : Récapitulatif des HSI et UH associés aux services d'approvisionnements présents sur les habitats évalués.	197
Tableau 16 : Récapitulatif des HSI et UH associés aux différents habitats dans le cadre de l'évaluation du disservice de risque allergène engendré par la production de pollen.	199

ABBREVIATIONS

- aHEP** : Habitat evaluation procedure adaptée
ARVI : Atmospheric resistant vegetation index
CES : Services écosystémiques culturels
CICES : Common International Classification of Ecosystem Services
CTL : Contrôle, placettes témoin dans l'expérimentation de restauration des sols
DCE : Directive cadre sur l'eau
DSE : Disservices écosystémiques
DHFF : Directive Habitat Faune Flore
EAM : Equivalency assessment method
EIA : Environmental Impact assessment
EIU : Earthworm Inoculation Unit
EMS : Eurométropole de Strasbourg
ERC : Eviter Réduire Compenser
EWc : Vers de terre commerciaux (Earthworm Commercial)
EWL : Vers de terre locaux (Earthworm Local)
GEPPA : Groupement de pédologie pure et appliquée
HEA : Habitat equivalency assessment
HEP : Habitat Evaluation Procedure
HSI : Habitat suitability index
MEEC (=CSAM en anglais) : Méthode d'évaluation de l'état de conservation
NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration
PAP : Productivité agricole potentiel
POS : Apport de matière organique
ROS : Recreational opportunity spectrum
SCA : scarification
SE : Services écosystémiques
SUITMAs : Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas
SOC : Soil organic content
UFL : Unité fourrage lait
UH (HU eng) : Unité d'habitat
VDT : vers de terre
ZAN : Zéro artificialisation net

Introduction

1) L'écologie de la restauration comme moyen de lutte contre l'artificialisation des sols

1.1) Une augmentation croissante des terres artificialisées

L'urbanisation de la population mondiale représente un des défis majeurs de ces prochaines décennies dans l'aménagement du territoire. La barre symbolique des 50% de population vivant en milieu urbain ou périurbain a été franchie en 2008, et il est estimé que le seuil de 70% sera atteint d'ici à 2050 (United Nations *et al.*, 2019). Cette urbanisation s'accompagne d'une expansion, plus rapide encore, des surfaces urbanisées dont on estime qu'elles représenteront d'ici à 2030 entre 1.3 (Angel *et al.*, 2011) à 1.8 millions de km² (Fosse *et al.*, 2019; McDonald *et al.*, 2020).

Cette expansion urbaine n'est pas sans conséquence sur les écosystèmes avoisinants, les services qu'ils fournissent et la biodiversité qui leur est associée (Piano *et al.*, 2020; Elmqvist *et al.*, 2013). Un des impacts directs de la croissance urbaine réside dans la consommation et la fragmentation des habitats naturels (Liu *et al.*, 2016, Elmqvist *et al.*, 2013, McDonald *et al.*, 2013). Des études récentes estiment la perte à environ 500 000 km² d'habitats naturels entre 1992 et 2030 (MacDonald *et al.*, 2020). Cette perte mène à la disparition de nombreuses espèces végétales et animales et plus particulièrement les espèces sensibles qui se maintiennent à l'heure actuelle principalement dans les espaces épargnés par l'urbanisation comme les parcs, les jardins et les friches (McKinney, 2002; Planchuelo *et al.*, 2019).

En parallèle, la fragmentation des habitats engendre une diminution des superficies mais également de la connectivité entre les patchs. Cette baisse de connectivité limite les échanges, notamment génétique, entre les populations augmentant ainsi le risque de disparition des espèces les plus rares (Frankham, 2006; Reed, 2004). On observe de manière générale une homogénéisation des populations dans les zones urbaines avec une forte présence d'espèces communes et généralistes (Piano *et al.*, 2020; Ramiadantsoa *et al.*, 2018). Ces impacts de l'urbanisation sont d'autant plus problématiques que la majorité des zones urbaines présentant une expansion rapide sont localisées dans ou à proximité des hotspots de biodiversité (McDonald *et al.*, 2008).

L'urbanisation présente également un impact fort sur les sols au travers de la transformation, de l'imperméabilisation et de la pollution de ces derniers (Marcotullio *et al.*, 2008; Novák *et al.*, 2020). La loi climat et résilience du 22 Août 2021 (LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021) définit l'artificialisation comme « l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage ». En France les estimations des vitesses d'artificialisation des sols varient entre 23 000 ha (fichiers fonciers, depuis 2006, Fosse *et al.*, 2019) et 60 000 ha par an (Teruti-Lucas, depuis 1980, Fosse *et al.*, 2019).

Ces estimations sont cependant à relativiser au vu des variations des éléments pris en considération dans l'évaluation des surfaces artificialisées. On estime cependant que les sols artificialisés représentaient en 2014 plus de 5.1 millions d'hectares, soit 9.2% du territoire métropolitain dont 3.5 millions étaient complètement imperméabilisés (Fosse *et al.*, 2019). En l'espace de 6 ans (2014-2020), 134 300 hectares de sols naturels, agricoles et forestiers supplémentaires ont été artificialisés (Portail de l'artificialisation des sols, 2021). La prise de conscience récente de la nécessité d'un aménagement durable du territoire a mis en évidence la nécessité de mettre en place des moyens pour ralentir cette artificialisation.

1.2) Vers un objectif de « Zéro artificialisation nette »

La dégradation de la santé des sols est un des facteurs majeurs identifié comme responsable de l'accélération de l'érosion de la biodiversité par la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, Montanarella *et al.*, 2018). L'étalement urbain et le grignotage progressif des terres sont en partie responsables de la transformation de ces sols. Dans ce contexte de crise écologique, la France a mis en place au travers du projet de loi climat et résilience un objectif de « zéro artificialisation nette » d'ici à 2050 (LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021).

Le récent projet de loi de lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets (LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021) intègre, dans son chapitre 3, l'objectif d'absence de toute artificialisation des sols dans les trente années à venir. Plusieurs préconisations pour ralentir l'artificialisation des sols et atteindre l'objectif ZAN sont aujourd'hui avancées (Cantuarias-Villessuzanne *et al.*, 2021) :

- (i) améliorer le suivi de l'artificialisation ;
- (ii) favoriser la densification au détriment de l'étalement ;
- (iii) mettre en place une gouvernance de l'artificialisation des sols notamment via une intégration forte dans les différents documents d'urbanisation ;
- (iv) favoriser les opérations de renaturation des sols artificialisés.

Ces objectifs renforcent la nécessité de la mise en place d'un recyclage des terres (Desrousseaux et Schmitt, 2018), de la modification des politiques et de la fiscalité en faveur d'une limitation de l'artificialisation des sols et de la densification des milieux urbains (Cantuarias-Villessuzanne *et al.*, 2021). Ils renforcent également la nécessité de mettre en place des moyens de renaturation des sols déjà artificialisés pour compenser les pertes tout en intégrant la notion d'équivalence écologique entre les sols impactés et les sols renaturés servant de compensation.

Renaturer un sol artificialisé nécessite, chronologiquement : une déconstruction ; une dépollution (si nécessaire) ; une désimperméabilisations ; l'application d'outils d'ingénierie écologique indispensables à la végétalisation et enfin une reconnexion fonctionnelle aux écosystèmes naturels environnants. La

quantification des gisements de terres restaurables et des coûts des différents processus de renaturation sont de ce fait délicats. Quelques données d'évaluation des coûts sont néanmoins disponibles (voir tableau 1).

Tableau 1 : Estimation des coûts par m² de renaturation de sols artificialisés (Fosse *et al.*, 2019, Source : France Stratégie)

Étape du processus	Coût moyen
Déconstruction	65 €/m ² dont 35 €/m ² de coûts de démolition et 30 €/m ² de traitement des déchets*
Dépollution	2 à 65 €/m ² pour les processus de phytoremédiation
Désimperméabilisation	60 à 270 €/m ²
Construction de technosols	33 à 55 €/m ² **

* Ministère de l'Économie, de l'Industrie et de l'Emploi (2010), *Guide relatif à la prise en compte du coût global dans les marchés publics de maîtrise d'œuvre et de travaux, mai.*

** Il faut 3,34 à 3,42 tonnes d'anthroposol pour construire un mètre carré de sol. À partir des coûts pour une tonne d'anthroposol, nous estimons ensuite les coûts par unité de surface. Nous estimons un coût de 33 à 57 €/m² en fonction de la ville considérée et de l'hypothèse retenue.

Source : France Stratégie

Les friches industrielles, qui sont caractérisées par des sols déjà fortement artificialisés (Morel *et al.*, 2015), représentent d'excellentes candidates pour la mise en place de ces projets de recyclage des terres. Leur localisation, superficie mais également les bénéfices liés à leur dépollution représentent également des atouts majeurs dans la lutte contre l'artificialisation des sols (Limasset *et al.*, 2015, Fosse *et al.*, 2019). Malgré cet intérêt avéré, les analyses de l'évolution de la recherche sur les friches industrielles, leur redéveloppement et les facteurs influençant leur redéveloppement sont encore limitées. Une meilleure compréhension des facteurs aussi bien scientifiques, sociaux, légaux que techniques est nécessaire pour mieux cerner les enjeux liés à leur redéveloppement.

Les friches industrielles représentent de réelles opportunités pour les projets de renaturation permettant la compensation des terres nouvellement artificialisées. La renaturation des friches industrielles va nécessiter le transfert et l'application des principes centraux de la restauration écologique. Ces principes sont détaillés dans le paragraphe suivant et les problématiques liées à leur transfert sur les friches industrielles sont détaillées dans la partie 2 de cette introduction.

1.3) Restauration écologique

La décennie 2020-2030 a été définie par les Nations Unies comme la décennie de la restauration des écosystèmes (Farrell *et al.*, 2021). Cet objectif est également au cœur de la stratégie biodiversité 2030 proposée par l'Union Européenne qui vise la restauration dans un bon état de conservation de 30% des sites actuellement considérés comme dégradés en Europe (DGE, 2021). La restauration écologique est définie comme « l'ensemble des activités permettant d'aider au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit. [...] Elle vise à amener un écosystème dégradé sur une trajectoire de

rétablissement permettant l'adaptation aux changements locaux et mondiaux, ainsi que la persistance et l'évolution des espèces qui le composent » (Gann *et al.*, 2019). Cette dernière s'intègre dans un continuum d'actions de restauration allant de l'arrêt simple des dégradations à la restauration écologique active des fonctions mais également de la biodiversité et de l'intégrité de l'écosystème (McDonald *et al.*, 2016). La réhabilitation écologique représente une alternative intermédiaire, potentiellement plus atteignable dans le cas d'écosystèmes très dégradés. Elle consiste en la réhabilitation des fonctionnalités de l'écosystème mais pas de son intégrité et de sa biodiversité (MacDonald *et al.*, 2016). La restauration écologique s'appuie sur les principes et concepts développés par l'écologie de la restauration et notamment les concepts de trajectoire écologique et d'écosystèmes de référence.

1.3.1) Concepts et définitions

1.3.1.1) Trajectoire écologique et écosystème de référence

La trajectoire écologique d'un écosystème correspond aux changements dans la séquence d'expression biotique en réponse à des événements dynamiques (Clewell et Aronson, 2013). Cette trajectoire est définie par des critères de fonctionnalités de l'écosystème mais également de structure, composition et complexité (Bradshaw, 1996 ; Fig. 1). Un des piliers de la restauration écologique va correspondre à la mise en place de mesures pour modifier la trajectoire écologique d'un écosystème dégradé vers une trajectoire de restauration menant à un écosystème de référence préalablement identifié.

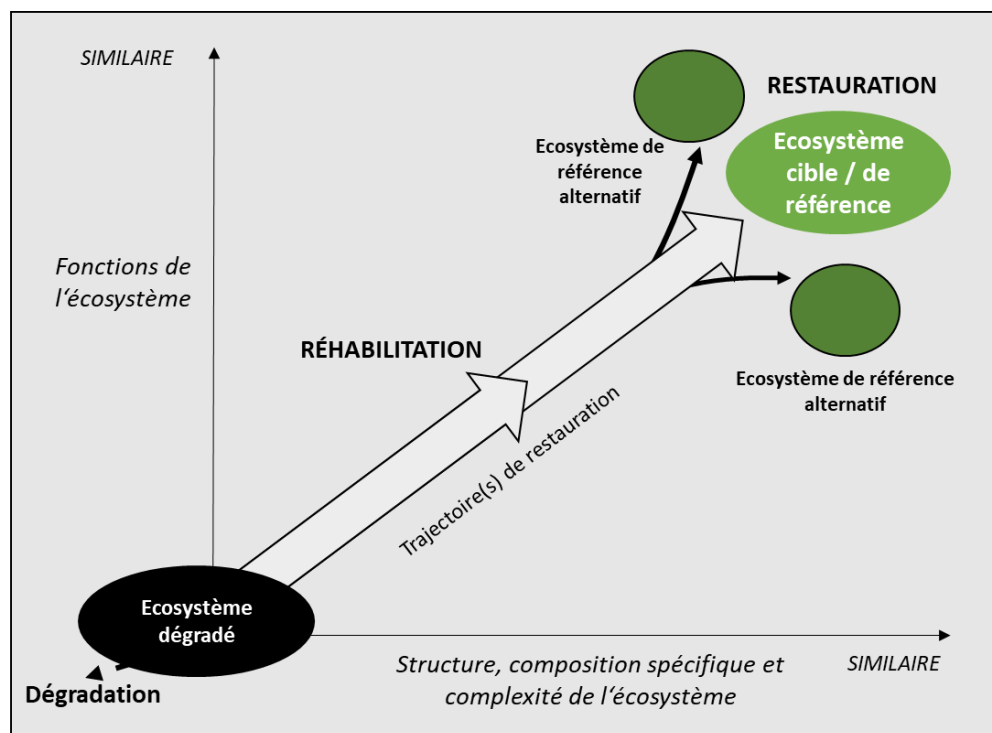


Figure 1 : Trajectoire écologique dans le cadre de la mise en place de mesures de restauration écologique.

Adaptée à partir de Bradshaw (1996). Le rond noir désigne l'écosystème dégradé, les ronds verts les écosystèmes de références alternatifs. La flèche représente la trajectoire de restauration de l'écosystème dégradé vers un des écosystèmes de références alternatifs. La réhabilitation représente une étape intermédiaire où une partie des fonctions de l'écosystème sont restaurées mais pas l'ensemble de sa complexité.

Cet écosystème de référence peut correspondre soit à l'écosystème historique présent avant toute dégradation (SER, 2004) ou encore à un état souhaitable choisi parmi plusieurs états alternatifs possibles proches comme des écosystèmes similaires environnants (Le Floch et Aronson, 1995). La sélection d'une référence unique ou d'un écosystème historique intact peut s'avérer cependant difficile et inappropriée (Andel et Aronson, 2012; Balaguer *et al.*, 2014). Une approche plus dynamique dans la sélection de l'écosystème de référence a donc rapidement émergé afin de pouvoir prendre en compte les variations potentielles dans la trajectoire d'un écosystème et les changements environnementaux liés notamment aux activités humaines (Aronson *et al.*, 2012; Choi, 2007; Clewell et Aronson, 2013). En parallèle, la sélection d'une référence intermédiaire a été avancée afin d'assurer une meilleure prise en compte de l'évolution de l'écosystème restauré au cours du temps et d'intégrer les problématiques de temporalité fortement liées aux mesures de restauration écologique (Balaguer *et al.*, 2014; Gann *et al.*, 2019; Marchand *et al.*, 2021).

La mise en œuvre des projets de restauration écologique s'appuie sur un processus de restauration développé dans les principes et standards des pratiques de la restauration écologique (Gann *et al.*, 2019). Ce processus s'articule en 7 étapes allant de la définition des objectifs de restauration à l'évaluation du succès de la mise en place des mesures de restauration (Fig. 2).

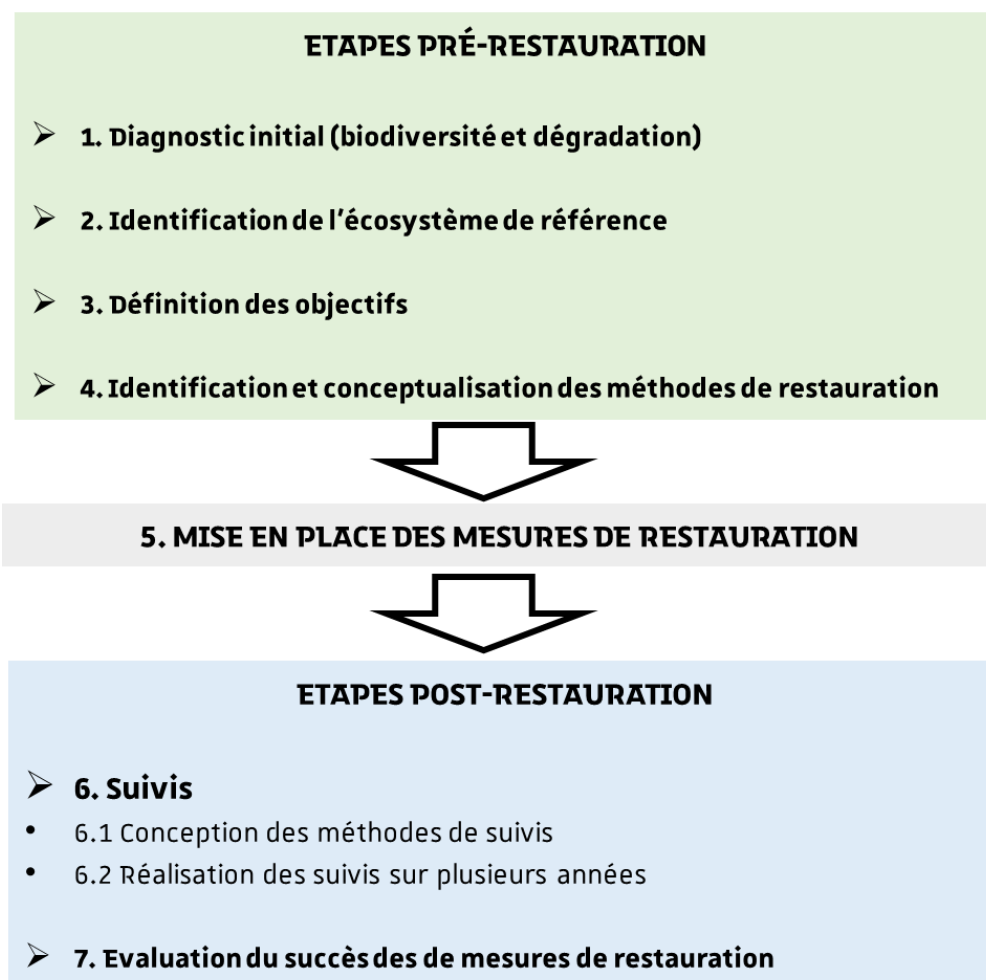


Figure 2 : Représentation schématique des différentes étapes du processus de restauration écologique (d'après Gann *et al.*, 2019)

L'étape de diagnostic initial, aussi primordiale que l'identification de l'écosystème de référence, permet de dimensionner et d'identifier les mesures à mettre en place pour restaurer l'écosystème dégradé (Downs *et al.*, 2011). Ce diagnostic initial permet également la conception de techniques d'ingénierie écologique visant spécifiquement les contraintes identifiées (Downs *et al.*, 2011; Gann *et al.*, 2019).

1.3.1.2) Conception et application d'outils d'ingénierie écologique

La conception et l'application de mesures de restauration s'appuient sur l'utilisation de nombreux outils et notamment des outils d'ingénierie écologique. Cette dernière est définie stricto sensu comme l'ensemble des méthodes permettant d'« agir par et/ou pour le vivant via la manipulation in situ de systèmes écologiques » (Dutoit et Rey, 2009; Rey *et al.*, 2014). Ces méthodes visent majoritairement à l'identification mais surtout à la manipulation des différents filtres environnementaux menant au développement et à la structuration d'une communauté cible dans le cadre de mesures de restauration écologiques (Cristofoli et Mahy, 2010).

Le concept des filtres hiérarchiques environnementaux développé dans les années 70 à 90 (Bazzaz, 1991; Cattelino *et al.*, 1979; van der Valk, 1981) a rapidement été adapté à l'ensemble des communautés biologiques (Lortie *et al.*, 2004). Il se base sur l'existence de trois filtres environnementaux expliquant sur la base des traits d'histoire de vie des espèces, la composition spécifique d'une communauté locale par rapport au pool d'espèces régional.

(1) Le filtre régional ou filtre de dispersion correspond à la capacité de l'espèce à arriver sur le site. Ce filtre dépend de la présence de communautés sources situées à proximité mais également de la capacité de dispersion des espèces concernées.

(2) Le filtre abiotique correspond à l'ensemble des caractéristiques abiotiques (sol, hauteur d'eau, humidité...) formant les habitats présents et les niches écologiques disponibles pour les espèces arrivant sur le site.

(3) Le filtre biotique correspond à l'ensemble des interactions entre les organismes présents qui peuvent favoriser ou empêcher l'installation d'une espèce.

La simplicité d'un tel concept l'a très vite rendu populaire notamment dans le domaine de la restauration écologique. Un certain nombre d'auteurs avancent que ce modèle sous-estime fortement l'impact des interactions biotiques dans la structuration des communautés (*e.g.* Cadotte et Tucker, 2017; Kraft *et al.*, 2015). Il est cependant accepté actuellement que la diminution des pressions liées aux dégradations anthropiques, au travers de la mise en place de procédés d'ingénierie écologique, permettrait de varier la perméabilité de ces filtres. Cette augmentation de la perméabilité des filtres impacte l'accessibilité du site restauré à un certain nombre d'espèces du pool régional visées par les mesures de restauration (Fattorini et Halle, 2004; Staentzel *et al.*, 2018).

L'utilisation de méthodes de restauration adaptées mais également le montage des outils d'ingénierie écologique adéquats nécessitent une bonne connaissance du potentiel régional des sites accueillant les mesures de restauration (Combroux *et al.*, 2002). Les nouvelles approches insistent sur l'importance de la prise en compte des interactions biotiques dans les approches d'ingénierie écologique (Cadotte et Tucker, 2017 ; Kraft *et al.*, 2015). Il est proposé notamment de prendre en compte des outils capables, comme les espèces ingénieuses, de jouer à la fois sur les caractéristiques biotiques et abiotiques du site.

1.3.2) Evaluation du succès des mesures de restauration

L'étape ultime de la mise en place de mesures de restauration consiste en l'évaluation du succès de ces dernières. Il n'existe cependant à l'heure actuelle pas de système standardisé dans l'évaluation de l'efficacité des mesures mises en place qui serait applicable à un éventail de projets (Staentzel, 2018). McDonald *et al.* (2016) ont développé la roue du rétablissement, un outil basé sur 6 critères d'évaluation (Fig. 3) qui permet de suivre l'évolution d'un projet de restauration en comparaison d'une référence en se basant sur une échelle d'évaluation allant de 1 à 5. Dans ce système, également qualifié de système 5 étoiles, les indicateurs utilisés sont spécifiques à l'écosystème évalué mais peuvent s'appuyer sur des critères généraux développés dans MacDonald *et al.* (2016). Chaque indicateur choisi, qualitatif ou quantitatif, est fixé au préalable par le praticien ou gestionnaire selon les objectifs visés par les mesures de restauration. La note initiale de chaque critère est variable et n'est pas obligatoirement de 1.

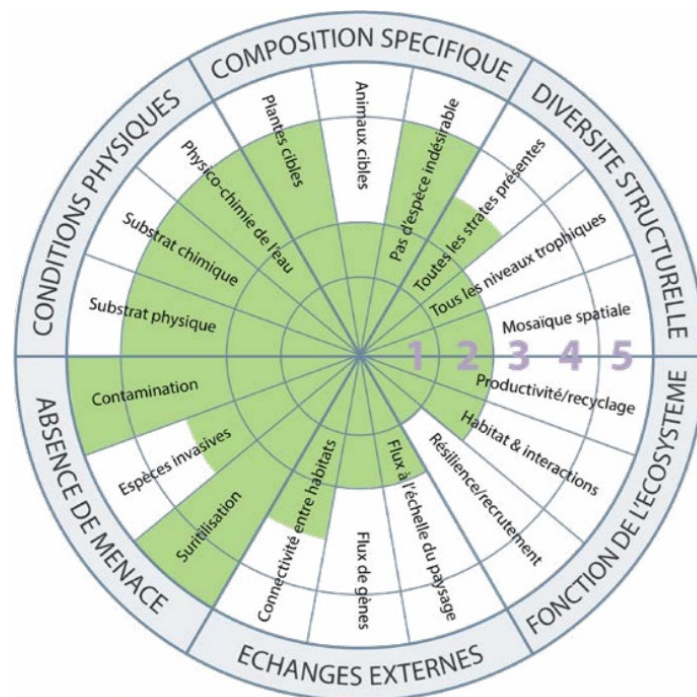


Figure 3 : Roue du rétablissement

Traduit de McDonald *et al.*, (2016). Outil d'évaluation du progrès d'un projet de restauration. En vert est représenté l'avancement d'un projet de restauration hypothétique et ce pour chaque critère d'évaluation considéré. Une note allant de 1 à 5 est fixée pour chaque critère selon des données mesurables ou observables sur le terrain. Les critères permettant de fixer ces notes de 1 à 5 sont proposés en amont par le praticien sur la base de tableau disponible dans Mac Donald *et al.* (2016)

Comme la majorité des évaluations ex-post du succès des mesures de restauration, ces critères sont majoritairement basés sur l'utilisation d'indicateurs biophysiques écologiques permettant de témoigner de la diversité, la structure ou encore les atteintes potentielles au site (Wortley *et al.*, 2013). Ces indicateurs sont cependant insuffisants à la compréhension du succès ou de l'échec d'un projet de restauration dans sa globalité. Plusieurs facteurs, primordiaux au succès de la mise en place de mesures de restauration sont souvent minimisés ou non pris en compte du fait du manque d'outils ou de moyens. Ces facteurs incluent :

-La taille des mesures de restauration (Moreno-Mateos *et al.*, 2012; Moreno-Mateos *et al.*, 2015; Woodcock *et al.*, 2021). Moreno *et al.* (2012) ont montré l'importance de la prise en compte de la taille des projets de restauration dans leur succès au travers du cas particulier des zones humides. Ils ont pu mettre en avant que les sites de restauration d'une superficie supérieure à 100 hectares présentent un taux de succès significativement plus élevé que les sites présentant des surfaces de 10 ha ou 1ha. Les sites restaurés de petite taille, surtout s'ils ne sont pas bien connectés aux réservoirs de biodiversité environnants, vont être fortement impactés par la fragmentation des habitats. L'isolement de ces sites va empêcher la mise en place d'une structuration des populations et d'une dynamique écologique stable (Whittaker et Fernandez-Palacios, 2006).

-L'intégration du site restauré dans la trame paysagère. La prise en compte de la composition et de l'arrangement de la matrice paysagère est primordiale dans la justification du choix de la localisation du site de compensation. Elle est également indispensable dans la pérennisation du projet au travers du déplacement d'individus depuis les réservoirs de biodiversités environnants qui permettent alors le maintien des flux génétiques entre les populations déjà présentes (Aavik et Helm, 2018; Gilby *et al.*, 2018; Moreno-Mateos *et al.*, 2015; Proft *et al.*, 2018; Volk *et al.*, 2018).

-La temporalité. Le facteur temps est central dans l'évaluation du succès des mesures de restauration. De nombreuses recherches ont notamment démontré que la restauration d'une zone humide peut prendre quelques années à plusieurs décennies voire ne jamais complètement atteindre l'état souhaité (Curran *et al.*, 2014; Jones et Schmitz, 2009; Moreno-Mateos *et al.*, 2012). La vitesse de restauration va fortement dépendre du compartiment pris en compte (Moreno-Mateos *et al.*, 2012) ou encore de l'échelle d'évaluation (paysage, site, placette). Capowiez *et al.* (2012) ont par exemple observé un retour plus rapide des communautés lombriciennes en comparaison des caractéristiques physiques du sol. Wortley *et al.* (2013) mettent en lumière une intégration grandissante de la temporalité dans l'évaluation des mesures de restauration écologique avec une meilleure prise en compte des suivis à moyens et longs termes.

-L'intégration d'une approche socio-écologique. Cortina-Segarra *et al.* (2021) ont mis en évidence que les principales barrières à la mise en place de projets de restauration écologique n'étaient pas uniquement issues de la difficulté technique du projet mais également de l'incompréhension des potentiels bénéfiques liés à la mise en place de mesures de restauration. Le frein majeur est le manque de financements et de priorisation politique des projets de restauration. Wortley *et al.* (2013) argumentent que 94% des indicateurs actuellement utilisés dans le cadre du succès ex-post des mesures de restauration sont des indicateurs écologiques et seul 1% des évaluations intègrent la prise en compte de l'impact des mesures de restauration sur les populations environnantes. Une meilleure considération des impacts socio-

économiques des mesures de restauration prenant en compte non seulement le paysage naturel mais également social pourrait favoriser le succès des mesures de restauration (Fischer *et al.*, 2021; Hein *et al.*, 2016; Iftekhar *et al.*, 2017; Krievins *et al.*, 2018; Wortley *et al.*, 2013).

2) La restauration écologique appliquée aux friches industrielles

2.1) Les friches industrielles

2.1.1) Définition et état des lieux

L'Europe, le Japon et les Etats-Unis ont connu au début des années 70 une modification majeure de leurs économies. Ces dernières ont basculé d'une économie manufacturière vers une économie de services. Ce basculement s'est illustré par une baisse, entre 1970 et 1994, d'environ 20% des emplois du secteur manufacturier et une augmentation de 25% des emplois de services. (Fig. 4) (Fontaine et Vigna, 2019 ; Edelblutte, 2011 ; Rowthorn et Ramaswamy, 1997). Ce basculement a engendré une désindustrialisation rapide et l'apparition à grande échelle de friches industrielles, marqueurs de cette mutation économique (Edelblutte, 2011).

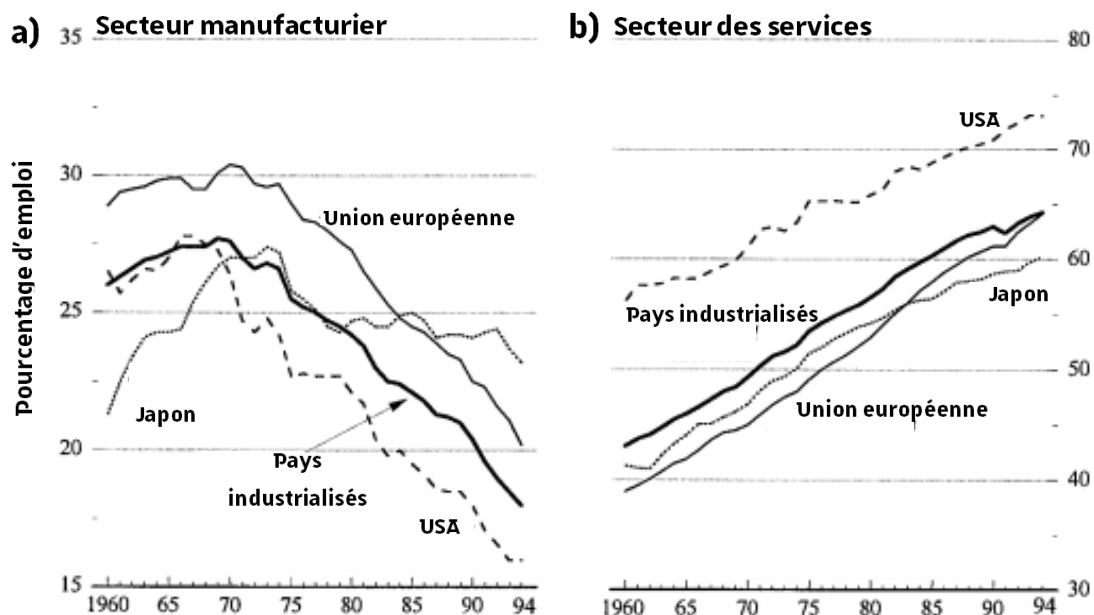


Figure 4 : Evolution du pourcentage d'emplois dans les différents secteurs d'embauche (a) manufacturiers et (b) de services au cours du temps par rapport à l'emploi total. (Traduit de Rowthorn *et al.*, 1997, Source de données : OECD Historical Statistics 1960-94.).

Les friches industrielles, présentes dans l'ensemble des pays industrialisés, font maintenant partie intégrante de l'environnement urbain (De Sousa, 2008). À l'exception des friches liées aux industries d'extraction, elles sont souvent localisées dans des zones urbaines bien spécifiques telles que dans la périphérie des villes ou dans les anciens centres industriels (Grimski et Ferber, 2001) et sont peu à peu rattrapées par l'expansion urbaine. Pour assurer une bonne intégration de ces sites dans les futurs plans d'aménagements urbains et comprendre l'impact que ces derniers ont sur l'environnement et les populations riveraines, il est important d'arriver à les définir clairement.

Du fait de la diversité des cas existants, arriver à définir clairement ce qu'est une friche industrielle est un travail complexe. Il existe de multiples typologies et définitions souvent spécifiques à chaque pays (Fig. 5, e.g. Gregorová *et al.*, 2020 ; Alker *et al.*, 2000). Les contextes sociaux et économiques jouent un rôle majeur dans la perception et la gestion de ce type de milieu. On observe par exemple dans la figure 5, que le terme de site abandonné (cercle rouge) est commun à toutes les définitions, mais que les termes de dégradés et contaminés (cercles noir et orange) sont plus associés aux pays scandinaves et les anciens pays du bloc de l'est de l'Europe (à la droite de la figure 5). À l'opposé, les pays de l'ouest de l'Europe (à gauche) sont plus associés à des termes témoignant d'une utilisation passée bâtie du site (cercles verts et bruns) et moins à la notion de sites pollués.

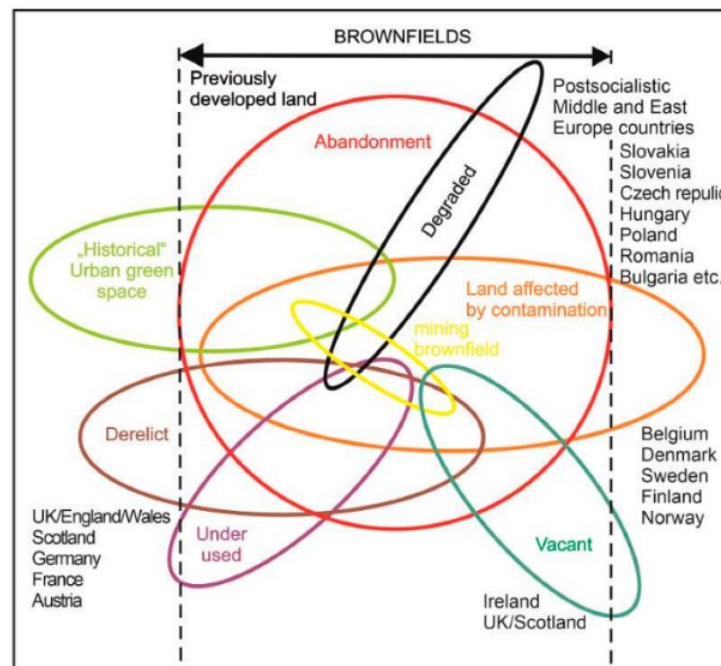


Figure 5 : Représentation des variations dans la définition et la typologie des « Brownfield » en fonction des différents pays d'Europe.

(Issue de Gregorová *et al.*, 2020). On observe en haut à droite les pays de l'Est de l'Europe pour la plupart anciens pays socialistes. En bas à droite les pays scandinaves (à l'exception de la Belgique) et à gauche les pays de l'ouest de l'Europe. La forme, l'orientation des cercles associés chacun à un terme définissant les friches industrielles représentent l'utilisation de ce terme dans la définition de « brownfield » dans un pays donné.

En Europe, les pays scandinaves du fait d'une plus faible pression foncière priorisent majoritairement la réhabilitation des friches présentant un risque sanitaire pour la population (Oliver *et al.*, 2005). À l'opposé, dans des pays comme l'Angleterre ou encore l'Allemagne où la pression d'urbanisation est plus forte, ces sites sont considérés comme de potentielles opportunités d'aménagement. De ce fait les pays ouest européen intègrent une définition généralement plus large des espaces considérés comme des friches industrielles. Ils y incluent les espaces industriels sous-utilisés et ne se limitent pas aux espaces anciennement pollués (Oliver *et al.*, 2005, Fig. 5)

En France, le Journal officiel de la République française (JORF) définit les zones de friches comme « un terrain sur lequel subsistent des installations à l'abandon » (JORF du 16/12/1998). Cette définition est complétée par l'agence de la transition écologique (ADEME), qui définit les friches comme « un espace laissé à l'abandon, temporairement ou définitivement à la suite de l'arrêt d'une activité agricole, portuaire, industrielle, de service, de transformation, de défense militaire, de stockage » (ADEME, 2013).

Une définition commune à l'échelle de l'Europe a été tentée par le réseau de recherche européen sur les friches industrielles (CABERNET ; Ferber *et al.*, 2006).

Ce dernier définit les friches industrielles comme des sites qui :

- ont été affectés par les anciennes utilisations du site et celles des terres avoisinantes ;
- sont abandonnés ou sous-utilisés ;
- ont des problèmes de contamination réels ou perçus ;
- se trouvent principalement dans des zones urbaines ;
- nécessitent une intervention pour qu'ils retrouvent un usage bénéfique.

La délimitation des typologies existantes ainsi que l'intérêt qui leur est porté influence fortement l'effort d'inventaire de ces dernières et donc la gestion qui en découle. Malgré des disparités au niveau de la définition des friches industrielles, on estime le nombre de friches à environ 3 millions en Europe (EEA, 2010). Au sein du groupe de pays où un inventaire a été réalisé, on observe une forte disparité dans les caractéristiques des friches que ce soit en termes de nombre et de superficie moyenne (Oliver *et al.*, 2005) (Fig. 6). En France le nombre de friches avait été estimé en 2001 à 220 000 pour un total de 20 000 hectares soit environ 0.04% de la surface totale du territoire métropolitain (Oliver *et al.*, 2005). La base de données BIASAS (Base de données des anciens sites industriels et activités de services) qui rassemble l'ensemble des sites industriels abandonnés susceptibles d'engendrer une pollution de l'environnement recensait, elle, 322 400 sites à travers la France en 2020 (géorisques.gouv, 2020). Ce chiffre laisse penser que le nombre de friches en France pourrait être revu largement à la hausse.

À l'opposé en Pologne seuls 3230 sites sont comptabilisés mais représentent en tout plus de 800 000 hectares, soit 247.7 hectares par friche en moyenne et 2.5% de la surface totale du pays (Fig. 6, Oliver *et al.*, 2005). Il est à noter qu'en Pologne les zones minières d'extraction non exploitées (même si la mine est encore en fonctionnement) sont perçues comme des friches industrielles.

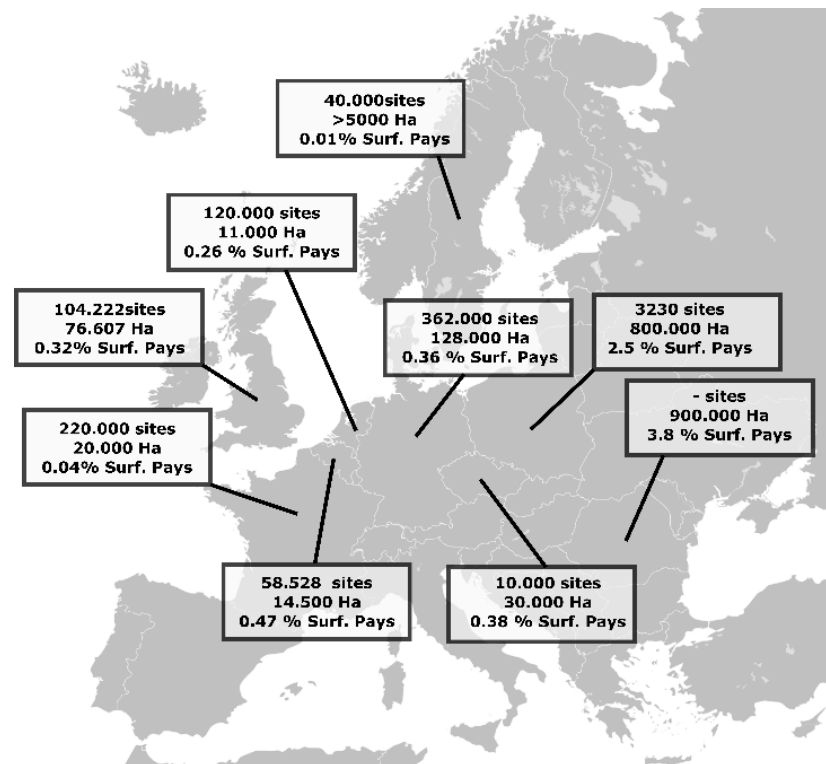


Figure 6 : Nombre de sites et superficie couverte par des friches industrielles

Adapté de Oliver *et al.* 2005, Fond de carte : Creativ commons

Outre-Atlantique, le nombre de friches industrielles est évalué à environ 450 000 sites aux Etats-Unis (US Environmental protection Agency, 2020) et à entre 20 et 30 000 sites au Canada (National Round Table on the Environment and the Economy (Canada), 2003). En Australie, aucune donnée précise sur le nombre de friches industrielles n'a pu être trouvée, mais certaines estimations font état d'entre 10 000 et 160 000 friches industrielles (Susilawati et Thomas, 2012).

Il n'existe pas non plus à l'heure actuelle d'inventaire exhaustif des friches en Asie. Il est cependant estimé que plus de 5000 sites en friches seraient localisés dans les principales villes chinoises (Zhu *et al.*, 2008 ; World Bank, 2005). Les friches chinoises présentent également des particularités comme l'existence de sites appelés « Mountains brownfield ». Ceux-ci correspondent à des zones rurales et de montagne où étaient autrefois localisées, par mesure de sécurité nationale, les entreprises polluantes (Zhu *et al.*, 2008). L'ouverture à l'économie de marché dans les années 80 a engendré un changement d'activités de ces entreprises qui se sont relocalisées en périphérie urbaine (Zhu *et al.*, 2008). Ces fortes variations témoignent de la nécessité de trouver un accord sur la définition de ce qui est ou n'est pas une friche industrielle et d'augmenter également l'effort d'inventaire.

Pour d'autres régions du monde comme l'Afrique ou l'Amérique du Sud, l'obtention de données sur le nombre et la superficie des friches industrielles est encore plus complexe. Quelques données sont disponibles à l'échelle nationale (60 202 ha de friche estimée en Afrique du Sud, Potts et Cloete, 2012) ou à l'échelle régionale (2272 sites pollués inventoriés dans l'Etat de São Paulo, Brésil, Luiza Silva Spínola *et al.*, 2010). Ce manque de données est problématique d'autant plus que Schindler *et al.* (2020) avancent que le rythme de désindustrialisation est bien plus important dans les pays du sud comme l'Amérique latine et la

partie subsaharienne de l’Afrique que dans d’autres régions du globe. Qui plus est contrairement aux pays du nord de l’Atlantique on ne retrouve pas dans ces pays une migration vers une économie de services mais plutôt un retour vers une économie plus primaire de production agricole et d’extraction (Schindler *et al.*, 2020). Dans le cadre de cette thèse nous avons utilisé la définition proposée par le groupe de travail CABERNET. Ce dernier caractérise notamment les friches industrielles comme des sites fortement dégradés qui sont caractérisés par des sols et une végétation particulière.

2.1.2) Caractéristiques pédologiques et écologiques des friches industrielles

2.1.2.1) Les technosols de friches industrielles

Les friches industrielles sont caractérisées par des sols fortement impactés par les activités industrielles passées (Loures et Vaz, 2018). Les SUITMAs (soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas ; Morel *et al.*, 2015) représentent une catégorie spécifique de sols appelés d’anthroposols artificiels dans le référentiel pédologique français et technosol dans le World Reference base for soil resources (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006 ; Food and Agriculture Organization, 2014).

Les technosols sont des sols dont le développement et la formation sont d’origine humaine et qui contiennent une concentration supérieure à 20% en artéfacts dans les 100 premiers centimètres de sols (Howard, 2021; Nelson et Lajtha, 2017). Deux sous-types majeurs de technosols sont reconnus par la WRB : les technosols avec des artéfacts (*e.g.* technosols industriels) et les technosols avec des matériaux techniques durs (*e.g.* technosols pavés et imperméabilisés, Fig. 7 ; Schad, 2018). Dans les technosols à artéfacts sont considérés comme artéfacts, l’ensemble des substances liquides ou solides issues de l’activité artisanale, industrielle ou d’extraction passée (Schad, 2018). Les matériaux techniques durs correspondent eux à des matériaux consolidés qui présentent des propriétés sensiblement différentes de celles des matériaux naturels et qui sont continus sur l’ensemble du sol ou présentent un espace libre couvrant < 5 % de leur surface totale (Schad, 2018). Ces sols sont compacts encore jeunes et riches en matériaux techniques issus de l’activité humaine (briques, pierres à béton, etc. ; Morel *et al.*, 2015 ; Association française pour l’étude du sol *et al.*, 2008 ; Fig. 7a). Ces sols résultent de l’activité passée du site et sont donc marqués par une concentration importante en matériaux grossiers, une forte hétérogénéité et diversité spatiale (Burghardt *et al.*, 2015, Fig. 7a et b). La présence de composants carbonatés comme le béton ou le ciment, leur confèrent des caractéristiques des sols calcaires avec un pH élevé (Hiller, 2000; Kida et Kawahigashi, 2015). L’imperméabilisation partielle de ces sols et le degré élevé de compaction qui leur est souvent associé limitent leur capacité d’infiltration (Burghardt, 1995, Fig. 7b et c).

Ces sols présentent des traces de pollutions (Loures et Vaz, 2018). Ces pollutions peuvent être organiques (*e.g.* hydrocarbures) ou des pollutions aux métaux lourds qui vont fortement impacter leur fonctionnement (Fig 7c) mais également mener au développement d’une biocénose particulière.

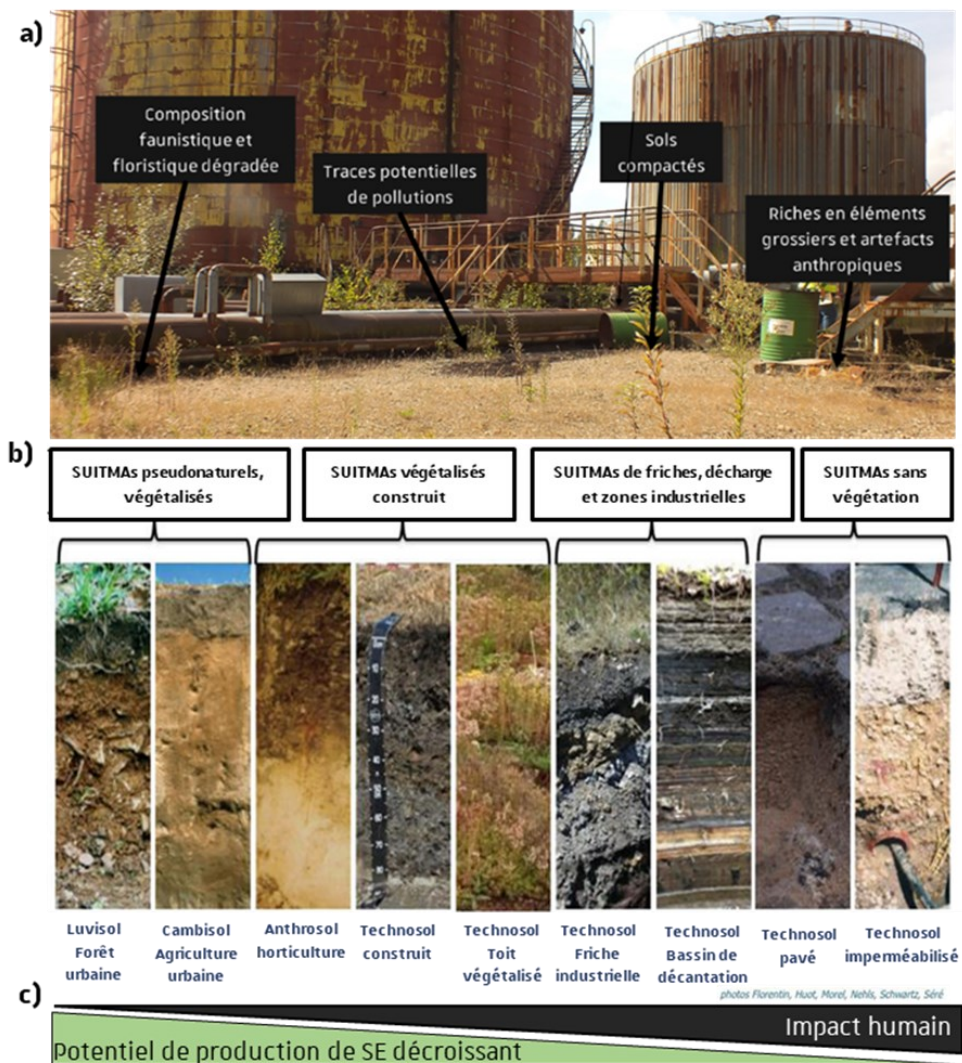


Figure 7 : Caractéristiques des technosols de friches industrielles

Adaptée de Morel *et al.* 2015 ; Photo de la friche G. Jacek, 2016 ; SUITMAs : « Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas»

a) Dégradations des technosols observables sur les sols de friches avec l'exemple de la friche de Reichstett Photo G.Jacek (2016). **b)** Les différents types de technosols existants (d'après Morel *et al.* 2015). **c)** Evolution du potentiel du sol à fournir des services en fonction de l'impact humain et du type de technosols.

Il existe une troisième catégorie de technosols, les technosols construits. Les technosols construits diffèrent des autres technosols par l'utilisation volontaire et organisée des matériaux anthropogéniques qui les composent. L'organisation mais également les matériaux utilisés pour construire ce technosol sont sélectionnés dans l'objectif de répliquer toutes ou parties des fonctionnalités d'un sol naturel (Séré *et al.*, 2008; Villenave *et al.*, 2018). La mise en place de ces sols est centrée sur le recyclage de matériaux et déchets issus des activités humaines, facilement sourçables limitant la main d'œuvre nécessaire à leur création (Deeb *et al.*, 2020 ; Walsh *et al.*, 2019). Ces technosols construits ont plusieurs usages notamment dans les toitures végétalisées (*e.g.* Grard *et al.*, 2017) ou encore les projets de restauration écologique (*e.g.* Burrow *et al.*, 2018; Ruiz *et al.*, 2020).

2.1.2.2) La biocénose des friches industrielles

D'un point de vue écologique, les friches industrielles sont caractérisées par une végétation composée principalement d'espèces rudérales et euryèces avec une proportion d'espèces néophytes importante (Fig. 8; Mathey et Rink, 2010). La classification d'habitats Corine Biotope (Bissardon *et al.*, 1997) définit d'ailleurs les friches comme « des espaces interstitiels sur des sols perturbés colonisés par de nombreuses plantes pionnières introduites ou nitrophiles ». Les friches sont également caractérisées par une dynamique et une hétérogénéité forte avec plusieurs stades de successions écologiques végétales allant du sol nu présentant quelques espèces rudérales, jusqu'à des boisements en passant par des habitats de type prairiaux (Fig. 8 ; Mathey *et al.*, 2015).





Paramètres de la biodiversité observée	Stades de succession écologique			
	Friche avec une végétation majoritairement pionnière.	Friche avec végétation rudérale persistante.	Friche avec une végétation rudérale haute	Friche dominée par des boisement spontanées
Degré de structuration de la végétation	 Structuration faible	 Structuration faible	 Structuration élevée	 Structuration élevée
Structure de la végétation	Végétation pionnière rudérale, fragmentée avec des espaces de sol nu. Majoritairement des espèces annuelles à courte durée de vie.	Fermeture progressive du couvert végétal. Augmentation de la proportion en espèces persistantes, présence de buissons isolés et bosquets de plus de 5m de haut	Majoritairement des espèces persistantes, des herbes hautes rudérales, buissons, bosquets isolés de plus de 10 m de haut.	Densification des bosquets. Les zones non buissonnantes sont recouvertes d'une couche herbacée très dense.
Plantes typiques (d'après Mathey et al. 2015)	<i>Erigeron canadensis</i> , <i>Chenopodium botrys</i> , <i>Inula graveolens</i>	<i>Lactuca serriola</i> , <i>Echium vulgare</i> , <i>Verbascum</i> spp.	<i>Solidago</i> spp., <i>Chrysanthemum vulgare</i> , <i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Betula pendula</i> , <i>Salix caprea</i> , <i>Populus</i> spp., <i>Epilobium angustifolium</i>
Typologies des espèces présentes sur ces habitats	(1) Espèces sténoèces, (5) espèces dont la population décroît, (6) espèces euryèces, (7) néophytes, (8) espèces thermophiles, (9) Espèces poussant dans des milieux atypiques (e.g sites pollués), espèces animales rares.	(1) Espèces sténoèces, (5) espèce dont la population décroît, (7) néophytes, (8) espèces thermophiles, (9) Espèces poussant dans des milieux atypiques (e.g sites pollués),	(1) Espèces sténoèces, (4) Espèces nécessitant des habitats complexes, (5) espèce dont la population décroît, (6) espèces euryèces, (7) néophytes, (8) espèces thermophiles, (9) Espèces poussant dans des milieux atypiques (e.g sites pollués).	(1) Espèces sténoèces, (4) Espèces nécessitant des habitats complexes, (5) espèce dont la population décroît, (6) espèces euryèces, (8) espèces thermophiles

Figure 8 : Différents stades successionnels et caractéristiques de la végétation observée sur les friches industrielles
Figure adaptée de Mathey *et al.*, 2015. Photos : G. Jacek, 2016, Raffinerie pétrolière de Reichstett.

Cette hétérogénéité permet le développement d'une flore et une faune variée (Bonthoux *et al.*, 2014; Eyre *et al.*, 2003; Frouz *et al.*, 2013; Hunter, 2014). La présence de sols nus et secs, peu présents en milieu naturel, peut être favorable à l'installation de certaines espèces rares (Hunter, 2014 ; Mathey et Rink, 2010). Les connaissances sur la faune des sols de friches industrielles restent encore limitées et les caractéristiques physico-chimiques des sols comme la compaction ou leur degré de pollution peuvent

fortement impacter la composition de cette faune des sols (Vincent *et al.*, 2018). Dans des technosols industriels peu pollués, une colonisation rapide par une pédofaune composée d'espèces pionnières a pu être observée (Hedde *et al.*, 2019; Santorufo *et al.*, 2021). La composition de ces communautés pédologiques est en revanche différente de celle observée dans des sols naturels avec des effets plus particuliers sur la composition en collemboles alors dominée par des espèces pionnières (Vincent *et al.*, 2018).

La variabilité de définitions des friches industrielles témoigne de l'importance de la perception sociale et du contexte local dans leur redéveloppement. De plus, l'impact anthropique fort sur ces milieux et tout particulièrement leur sol est un défi important dans la mise en place de projets de restauration. Il est donc important d'adapter les concepts de l'écologie de la restauration à la spécificité des friches industrielles. **La problématique générale de cette thèse vise justement à analyser comment transférer ces concepts d'écologie de la restauration aux friches industrielles.** Un intérêt particulier a été porté à deux étapes clés que sont la mise en place des mesures de restauration adaptées et l'évaluation des bénéfices environnementaux qui sont associés.

2.2) Mise en place de mesures de restauration écologique sur les friches industrielles

2.2.1) Dépollution

La pollution des sols de friches industrielles, liée à leurs activités passées, représente une barrière importante dans leur redéveloppement. La prise en compte des étapes de caractérisation, remédiation mais également de gestion à long terme des pollutions est donc primordiale. La restauration écologique des friches industrielles peut être divisée en deux étapes, une première étape de remédiation des sols, au travers d'outils de dépollution, et une seconde étape de refonctionnalisation des sols au travers de l'usage d'outils de génie pédologique et d'ingénierie écologique (Taugourdeau *et al.*, 2020).

La dépollution est définie comme la diminution de la concentration d'un polluant donné sous un seuil de référence / tolérance (Lombi *et al.*, 1998). En France les méthodes de dépollution sont mises en place en accord avec la méthodologie nationale des sites et sols pollués qui recommande la réhabilitation des sites en fonction de leurs usages futurs (DGPR, 2017; Taugourdeau *et al.*, 2020). Différentes approches ont été développées spécifiquement pour les sols en fonction des objectifs mais également des polluants présents. Ces méthodes s'appuient sur des outils physiques, chimiques ou encore biologiques (*e.g.* Ali *et al.*, 2013; Koul et Taak, 2018; Lombi *et al.*, 1998; Derakhshan nejad et Kim, 2018; Souza *et al.*, 2020; Streche *et al.*, 2018; Walworth *et al.*, 2008).

La plupart des techniques classiques de dépollution présentent cependant une approche très invasive. La mise en place d'un traitement ex situ mène, par export des terres, à une modification complète de leur structure. La plupart des approches in-situ modifient fortement les caractéristiques physico-chimiques au travers de la modification de la densité, du pH ou encore de la structure du sol (Ali *et al.*, 2013; O'Brien *et*

al., 2017). O'Brien *et al.* (2017) ont montré que les méthodes de dépollution classiques avaient plus particulièrement un impact fort sur le pH du sol et engendraient une diminution de la matière organique disponible. Les impacts de différentes méthodes sur les caractéristiques et fonctions du sol sont détaillés dans O'Brien *et al.* (2017). Ces impacts amènent à une modification des fonctionnalités et de la biodiversité associées (Ali *et al.*, 2013; O'Brien *et al.*, 2017). Dans le cadre de la mise en place de projets de restauration écologique, l'impact de ces méthodes sur la santé des sols est donc un facteur à prendre en compte.

La dépollution des sols implique uniquement une diminution des polluants présents et non pas une suppression complète de ces derniers. La complexité et l'absence de caractérisation de certaines pollutions peuvent engendrer des impacts significatifs sur le succès de la dépollution à plus ou moins long terme (Pastor-Jáuregui *et al.*, 2020) avec après dépollution des traces de pollutions résiduelles. La présence de pollutions résiduelles ou la transformation de certains composés chimiques lors de procédés de remédiation peut amener à une certaine toxicité pour la biodiversité visée par les mesures de restauration. Du fait de la présence de certains hydrocarbures résiduels, la végétation peut présenter entre autres des phénomènes de chlorose, de ralentissement de la croissance, de chute de feuilles (Gholizadeh et Kopačková, 2019) ou encore une diminution de la diversité végétale (Robson *et al.*, 2011). L'évaluation du succès des mesures de remédiation et l'identification de pollutions résiduelles doivent donc être prises en compte dans le choix des techniques d'ingénierie écologique appliquées (Pastor-Jáuregui *et al.*, 2020; Taugourdeau *et al.*, 2020).

2.2.2) Les techniques d'ingénierie écologique des sols

En écologie de la restauration, les sols ont longtemps été considérés comme de simples supports pour la végétation. Les techniques d'ingénierie écologique existantes ont majoritairement eu pour objectif d'améliorer et de préserver ce rôle de support au travers de l'enrichissement, la limitation de l'érosion et la dépollution des sols (Punetha *et al.*, 2019; Stokes *et al.*, 2010).

Bien que la biodiversité des sols fasse l'objet d'un intérêt croissant depuis une trentaine d'années dans la littérature scientifique, sa prise en compte dans l'écologie de la conservation et de la restauration est relativement récente et limitée par rapport à d'autres compartiments comme la végétation ou les milieux aquatiques (Bach *et al.*, 2020; Decaëns *et al.*, 2006; Morel *et al.*, 2015). Ceci limite le nombre de retours d'expérience sur la mise en œuvre de méthodes de restauration de la qualité des sols et tout particulièrement sur les milieux très dégradés comme les technosols de friches industrielles.

Transfert de sol

Le transfert de sol consiste en le prélèvement d'une dalle de sol, d'un volume variable, depuis une prairie donneuse vers le site à restaurer. Cette méthode utilisée dans de multiples projets de restauration (Bullock, 1998; Kiehl *et al.*, 2010) présente l'avantage supplémentaire d'un co-transfert des communautés faunistiques et de la banque de graines présente dans les sols de la prairie donneuse. Ces co-transferts permettent une reconstruction plus rapide de la végétation (Jaunatre *et al.*, 2014; Kiehl *et al.*, 2010; Trueman *et al.*, 2007).

Le mode de transfert ou de stockage des dalles de sols peut cependant présenter d'importants impacts sur l'organisation, la chimie ou la structure des sols transférés (Bulot *et al.*, 2017; Trueman *et al.*, 2007). Elle nécessite également la destruction de tout ou partie des couches superficielles des sols de la prairie donneuse.

Les technosols construits :

La création de technosols construits (voir 2.1.2.1) représente également un moyen d'accélérer la restauration d'un sol de friche industrielle. Cette technique semble montrer des résultats prometteurs en termes de colonisation par la faune édaphique ou de fonctionnalités pédologiques (Cortet *et al.*, 2013; Ruiz *et al.*, 2020; Santorufo *et al.*, 2021; Villenave *et al.*, 2018). Le succès de la mise en place de ces sols va cependant dépendre de la présence de matériaux recyclés adaptés et va donc être fortement limité par le nombre et la qualité des sources disponibles. L'hétérogénéité des matériaux, les pollutions résiduelles associées, l'impact des conditions locales mais également l'acceptation sociale de ces technosols impactent significativement le succès de ce type d'approches (Deeb *et al.*, 2020).

L'enrichissement des sols : apport de compost ou de biochar

L'apport de déchets organiques (compost, boue d'épuration, déchets végétaux), au travers de l'augmentation de la concentration pédologique en matière organique (SOC), contribue à plusieurs fonctions des sols (Lord et Sakrabani, 2019). L'apport de matière organique permet notamment une augmentation de l'activité microbienne (Bastida *et al.*, 2015 ; Carlson *et al.*, 2015 ; Tejada *et al.*, 2006 ; Ros *et al.*, 2003) amenant ainsi à une meilleure fixation du carbone dans les sols (Bastida *et al.*, 2015) et une amélioration de la gestion des polluants organiques. Une activité microbienne accrue, couplée à une concentration plus importante en SOC, conduit également une augmentation de la stabilité structurale des sols via le renforcement des complexes argilo-humiques (Tejada *et al.*, 2009a). L'enrichissement en éléments limitants comme l'azote ou le phosphore favorise un couvert végétal plus important (Somerville *et al.*, 2020 ; Ohsowski *et al.*, 2018 ; Tejada *et al.*, 2009a ; Tejada *et al.*, 2006).

L'ajout de compost sur des sols de friches industrielles a montré des effets positifs à court terme sur le recouvrement de la végétation, la concentration en matière organique dans les sols, la réduction de la densité apparente, l'augmentation du taux et de la vitesse d'infiltration et de la capacité de rétention en eau (Lord et Sakrabani, 2019 ; Ashwood *et al.*, 2018 ; Whelan *et al.*, 2013). Ces impacts ont été encore observés plus de 10 ans après l'apport de matière organique. Lord et Sakrabani (2019) ont par exemple observé, après 10 ans, une augmentation annuelle de 0.4% du contenu en matière organique du sol dans les zones amendées avec 500kg de compost par hectare contre seulement 0.3% pour les zones contrôles.

Cet apport de déchets organiques augmente cependant les risques de lessivage de certains éléments polluants comme l'arsenic ou encore l'antimoine avec des effets présents encore 2 ans après l'apport initial (Lord et Sakrabani, 2019 ; Clemente *et al.*, 2010). Il est donc nécessaire de considérer les potentiels impacts négatifs de l'ajout de compost surtout sur des sites multi-contaminés (Clemente *et al.*, 2010).

L'utilisation de biochars représente une méthode viable de restauration des sols notamment en cas de présence de traces de polluants (Li *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020 ; Verheijen *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2016a; Tejada *et al.*, 2009a; Tejada *et al.*, 2006;). Les biochars sont définis comme « des résidus biologiques brûlés présentant après combustion une forte porosité, une faible densité apparente et forte concentration en carbone » (Beesley *et al.*, 2011). Ils sont utilisés dans le cadre de la diminution des pollutions organiques mais présentent également un certain potentiel dans la restauration des caractéristiques physico-chimiques et de l'activité microbiologique des sols (Ding *et al.*, 2016). Ces résultats vont cependant dépendre du type de biochar utilisé (Ding *et al.*, 2016). De plus de nombreuses recherches sur l'impact et la fixation à long terme des polluants par les biochars ainsi que leur vitesse de décomposition dans les sols sont encore nécessaires (Ding *et al.*, 2016).

La scarification

La scarification est utilisée pour diminuer la compaction superficielle des sols et favoriser l'infiltration de l'eau au travers du retournement ou de griffage de la couche superficielle de sol (Busso et Perez, 2019; Hamza et Anderson, 2005). Elle présente des impacts positifs sur la germination de certaines espèces végétales (Hille et den Ouden, 2004; Johansson, 1994; Johansson *et al.*, 2013; Montalvo *et al.*, 2002) et sur la vitesse de décomposition de la matière morte (Johansson, 1994). La simplicité de cette méthode permet son application à grande échelle. Des résultats semblent cependant montrer que les améliorations obtenues par la scarification sont temporaires (Busso et Perez, 2019; Johansson *et al.*, 2013) et que la méthode utilisée peut présenter, en fonction de son intensité et de sa profondeur, un impact négatif sur la faune des sols et notamment les vers de terre (Chan, 2001).

L'utilisation d'espèces ingénieures

Les espèces ingénieures sont des organismes capables de modifier directement ou indirectement la disponibilité des ressources pour les autres espèces, en provoquant des changements biotiques et abiotiques au sein de leur environnement (Jones *et al.*, 1997). Leur aptitude à modifier leur environnement et la biocénose associée est utilisée en écologie de la restauration afin d'accélérer le rétablissement des fonctions de l'écosystème (Manning *et al.*, 2015). Dans le cadre de la restauration des sols, les espèces ingénieures les plus communes comprennent les lombricidae (Forey *et al.*, 2018; Jouquet *et al.*, 2014; Butt *et al.*, 1995), les termites (Kaiser *et al.*, 2017 ; Jouquet *et al.*, 2014) ou encore certaines espèces de fourmis (De Almeida *et al.*, 2020; Zhong *et al.*, 2020). Les vers de terre, définis comme des espèces ingénieures accidentelles par Jouquet *et al.* (2006), sont des organismes clés dans le bon fonctionnement des sols. Ces derniers jouent un rôle important dans la pédogénèse mais également le maintien des sols au travers de l'incorporation de la matière organique dans les couches profondes, la formation des complexes argilo-humiques, la stabilisation des agrégats de sols, ou l'aération des sols (Blouin *et al.*, 2013). Ils influencent indirectement l'activité microbienne, la diversité et la biomasse végétale mais également la composition de la faune des sols (Blouin *et al.*, 2013). Ces organismes présentent donc un atout majeur en écologie de la restauration. L'utilisation de ces organismes représente cependant un certain nombre de difficultés incluant la sélection et le sourçage d'une espèce adaptée et un risque de taux de mortalité souvent élevé (Butt *et al.*, 2004 ; Forey *et al.*, 2018). La majorité des expérimentations utilisant des vers de terre ont

cependant été réalisées en conditions contrôlées (mésocosme) ou semi contrôlées (placettes fermées, e.g. Forey *et al.*, 2018). Peu de transferts ont été testés dans des conditions réelles et ont souvent démontrés des résultats mitigés (Jouquet *et al.*, 2014). L'utilisation de ces espèces directement sur des sols fortement perturbés est encore plus limitée. On est donc en droit donc de s'interroger sur la transférabilité de l'utilisation d'espèces ingénieuses sur des sols fortement perturbés.

Tableau 2 : Synthèse des avantages et inconvénients des différentes méthodes d'ingénierie pédologique dans le cadre de la restauration des technosols de friches industrielles

Méthode	Avantages	Limites et inconvénients
TRANSFERT DE SOL	<ul style="list-style-type: none"> ■ Transfert de la banque de graines et la pédofaune associée ■ Restauration rapide des fonctions pédologiques 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Mode de stockage et de transfert pouvant être complexe ■ Prise en compte de l'organisation verticale du sol ■ Destruction totale ou partielle de la prairie donneuse
CONSTRUCTION DE TECHNOSOLS	<ul style="list-style-type: none"> ■ Coût limité (recyclage de déchets industriels) ■ Construction ciblée des sols en fonction des objectifs 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Hétérogénéité des déchets ■ Pollutions résiduelles liées aux matériaux utilisés ■ Disponibilité et type de matériaux
APPORT DE BIOCHAR	<ul style="list-style-type: none"> ■ Rôle double : dépollution et restauration ■ Revalorisation des déchets ■ Coût limité 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Fixation des pollutions à long termes
AJOUT DE COMPOST	<ul style="list-style-type: none"> ■ Réutilisation de déchets (boues d'épuration, déchets vers) ■ Impacts multiples et multi compartiments (activation microbienne, enrichissement en SOC, stabilité des sols etc...) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Risques de lessivage de certains éléments traces ■ Composition du compost (pollution complémentaire)
SCARIFICATION/LABOUR	<ul style="list-style-type: none"> ■ Décompaction du sol ■ Coût limité ■ Applicable sur de grandes surfaces 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Impacts potentiellement négatifs sur la faune des sols ■ Effets limités dans la durée
UTILISATION D'ESPECES INGENIEURES	<ul style="list-style-type: none"> ■ Modifications simultanées des facteurs abiotiques et biotiques ■ Accélération de la colonisation du site de restauration 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Méthodologie limitée (sélection de l'espèce, méthode d'inoculation) ■ Forte mortalité des individus ■ Source des individus transférés

Les méthodes ci-dessus présentent des résultats encourageants dans le cadre de la restauration écologique des sols. Les connaissances concernant leur succès ou leur transférabilité en conditions réelles et sur des technosols de friches industrielles polluées restent cependant encore naissante et ce notamment dans le cadre de l'utilisation in situ d'espèces ingénieuses. Un des objectifs de la thèse a été au travers d'une approche préliminaire d'apporter une réponse à la question suivante : **Les méthodes d'ingénierie écologique sont-elles transférables et applicables, sous leur forme actuelle, à la restauration de technosols de friches industrielles ?**

2.3) Evaluation des bénéfices environnementaux associés à la restauration des friches industrielles

L'intérêt de l'intégration d'une approche pluridisciplinaire dans l'évaluation du succès des mesures de restauration écologique a été détaillé dans la partie 1.3 de cette introduction. Dans cette partie, nous présentons une approche pluridisciplinaire d'évaluation alliant l'utilisation d'outils écologiques et économiques.

2.3.1) L'évaluation des bénéfices environnementaux : approches économiques traditionnelles

En économie de l'environnement, il est d'usage de présenter les méthodes d'évaluation environnementales classiques en 2 catégories principales que sont les méthodes indirectes également appelées méthodes par préférences révélées et les méthodes directes qualifiées de méthodes par préférences déclarées (Hanley *et al.*, 2007; Pearce *et al.*, 1990).

Les méthodes par préférences révélées

Il n'existe pas de marché réel permettant la prise en compte directe des actifs environnementaux. De ce fait, la méthode par préférence révélée se base sur une approche indirecte de la mesure de ces actifs au travers de l'utilisation de marchés de substitut. Deux méthodes d'évaluations majeures existent : la méthode des prix hédonistes et la méthode du coût des transports (Hanley *et al.*, 2007). La méthode des prix hédonistes est utilisée pour monétariser les biens environnementaux marchands et non marchands via l'examen d'un marché réel et les différentiels de prix engendrés par une modification de la qualité de l'environnement. Elle repose sur l'hypothèse selon laquelle les valeurs attribuées à un bien vont dépendre de l'ensemble de ses caractéristiques, y compris les actifs environnementaux. Cette méthode nécessite cependant l'existence d'un marché réel qui n'est pas toujours présent (e.g. zones reculées, zones humides), et ne prend pas en compte le fait que les actifs environnementaux peuvent également être perçus comme un frein pour certains marchés du fait des contraintes qu'ils peuvent imposer (Dumax, 2009).

La seconde méthode ou méthode des coûts du transport est basée sur l'évaluation du coût de transport ou de la distance que les individus sont prêts à réaliser pour profiter d'un actif environnemental (Clawson et Knetsch, 2013). Cette méthode ne permet cependant que d'évaluer la valeur d'usage d'un site et son attrait récréatif or les zones naturelles ne présentent pas obligatoirement des intérêts récréatifs forts mais peuvent fournir des fonctions et des actifs environnementaux importants.

Méthodes par préférences déclarées

A l'opposé des méthodes par préférences révélées ces méthodes se basent sur la création d'un marché fictif au travers de la mise en place d'enquêtes auprès des consommateurs et leur perception directe de ces actifs environnementaux (Hanley *et al.*, 2007).

On distingue les méthodes d'évaluation contingente des méthodes d'analyse conjointe. Les méthodes d'évaluation contingente se basent sur le consentement à payer pour bénéficier ou le consentement à recevoir pour accepter de perdre certains actifs environnementaux en fonction d'un changement d'approvisionnement de ce dernier. Cette méthode s'avère tout à fait pertinente dans le cadre d'actifs connus des individus comme la qualité de l'eau ou de l'air (Rozan, 2000). Elle est cependant fortement limitée dans le cadre d'actifs peu connus comme certaines zones naturelles (Dumax, 2009). L'analyse conjointe se différencie de l'évaluation contingente par la proposition de scénarios fictifs à la personne interrogée en lui demandant de sélectionner une option parmi celles proposées évitant la révélation directe du consentement à payer. Les résultats obtenus peuvent cependant être influencés par plusieurs aspects, dont l'aspect fictif des hypothèses proposées ou encore la volonté de répondre le plus positivement possible à l'enquêteur (Hanley *et al.*, 2007).

Les méthodes classiques présentées ci-dessus sont fortement basées sur la connaissance et la perception qu'ont les individus de l'environnement qui les entoure et les actifs qui y sont associés. Cependant de nombreux actifs environnementaux sont ainsi souvent ignorés ou mal perçus par des utilisateurs non spécialistes. On est donc en droit de se demander si ces méthodes sont réellement pertinentes dans le cadre de l'évaluation des actifs environnementaux liés à des mesures de restauration ou de compensation.

Une approche plus complète et moins dépendante des connaissances des individus sur les actifs environnementaux est donc nécessaire pour permettre une meilleure interprétation de l'impact de politiques et de projets sur les actifs environnementaux et les potentiels bénéfiques retirés par la société. En 2005, au travers de « l'Impact Pathway » (Fig. 9), le Millenium Ecosystem Assessment a permis de populariser les notions de services écosystémiques comme faisant le lien entre écosystèmes et société (Sarukhan *et al.*, 2005). L'idée d'utiliser les services écosystémiques comme proxy d'évaluation avancée par le MEA est confortée par « The economics of ecosystems and biodiversity » (TEEB, 2008; Sukhdev *et al.*, 2014; UNEP, 2010) qui préconise cette approche notamment dans le cadre de l'évaluation économique des impacts de certaines politiques sur les actifs environnementaux.

2.3.2) Services et disservices écosystémiques : origines et définition

La notion de socio-écosystème définit un système regroupant les sous-systèmes sociaux et écologiques ainsi que leurs interactions (Harrington *et al.*, 2010; Colding et Barthel, 2019). Dans la représentation schématique du socio-écosystème, les services écosystémiques font le lien entre les écosystèmes, leurs fonctionnalités et le système social (Fig. 9; Nassl et Löffler, 2015).

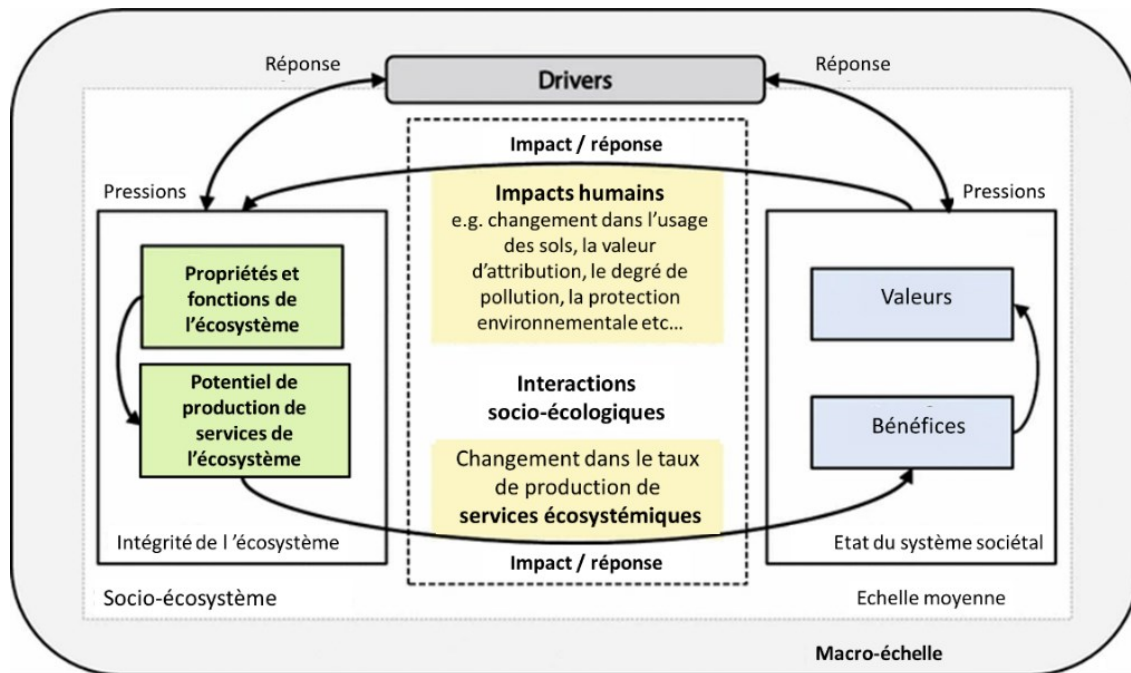


Figure 9 : Représentation schématique de la notion de socio-écosystème et des relations qui la composent.

Traduit de Nassl et Löffler, 2015. Les services sont au centre et font le lien entre les fonctions de l'écosystème et le bien être humain.

La notion de services écosystémiques est utilisée pour la première fois dans les années 70 sous le terme « environmental services » (SCEP, 1970). Elle n'apparaît sous le terme actuel de services écosystémiques qu'au début des années 80 (Haines-Young et Potchin-Young, 2010 ; Mooney et Ehrlich, 1997). Bien que la définition soit toujours en constante évolution, il est globalement admis que les services écosystémiques désignent l'ensemble des bénéfices humains dérivés directement ou indirectement des fonctions écosystémiques (Costanza *et al.*, 1997). Ils rassemblent l'ensemble des conditions et processus au travers desquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent participent au maintien et au bien-être de la vie humaine. (Daily *et al.*, 1997). La distinction entre les mécanismes soutenant la fourniture de services écosystémiques et les services écosystémiques eux-mêmes peut sembler ambiguë (Boyd et Banzhaf, 2005 ; Boyd et Banzhaf, 2007 ; Wallace, 2007 ; Haines-Young et Potchin-Young, 2010). Haines-Young et Potchin-Young (2010) proposent un diagramme ou cascade de services (Fig. 10) permettant de faire la distinction entre la structure, les processus générés par les organismes vivants et les bénéfices que l'être humain en tire. Le terme de fonction dans cette cascade est utilisé pour désigner la capacité d'un habitat à réaliser une action qui puisse être utilisée ou bénéfique à l'homme (Haines-Young et Potchin, 2010). Cette schématisation permet de mettre en avant que, placés entre les écosystèmes et le bien-être humain, les SE sont intrinsèquement liés aux besoins humains et n'existent pas en dehors de ce champ d'application.

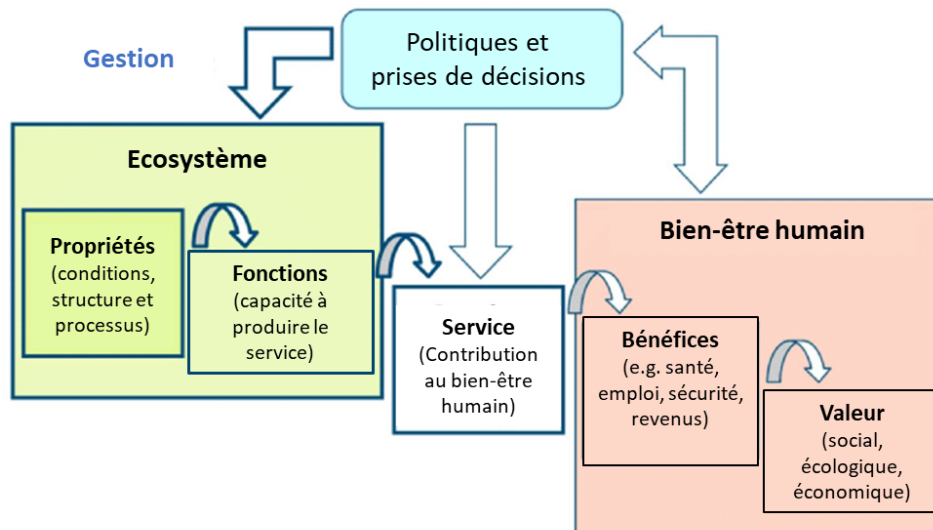


Figure 10 : Cascade des services écosystémiques

Traduit de TEEB, (2008). Schéma récapitulatif des liens entre les propriétés des écosystèmes et le bien-être humain. Les services écosystémiques servent ici de pont entre les fonctionnalités des écosystèmes et les bénéfices tirés par l'Homme de ces derniers.

L'utilisation des services écosystémiques a rapidement été popularisée notamment par la publication de Costanza *et al* (1997) « The value of the world's ecosystem services and Natural capital ». C'est cependant au travers du Millenium Ecosystem assessment (MEA) (Sarukhan *et al.*, 2005) que le terme s'est le plus développé.

Ce dernier, initié en 2000 sous l'impulsion du secrétaire général des Nations Unies, Kofi Annan, avait pour objectif l'évaluation des conséquences de la modification des écosystèmes sur le bien-être humain et les actions à mettre en place pour permettre une conservation et un usage durable de ces écosystèmes. Ce projet international a mis en évidence que parmi les 24 services écosystémiques, 15 étaient dégradés ou présentaient une gestion non adaptée. D'autres projets similaires au MEA ont été développés au cours des années qui ont suivi et notamment le TEEB (The Economic of Ecosystems and Biodiversity ; TEEB, 2008) qui visait avec une approche plus économique à évaluer les bénéfices économiques liés à la biodiversité ainsi que le coût croissant de la perte de biodiversité et de dégradation des écosystèmes.

Ces projets ont participé à la croissance exponentielle de la recherche sur les services écosystémiques observée ces 20 dernières années (Costanza *et al.*, 2017) et ce dans de nombreuses disciplines. La notion de services écosystémiques du fait de sa variété d'usages et de catégories de discours permet le lien entre des disciplines ou des acteurs fortement différents. Cette diversité d'applications et d'acteurs a engendré une nécessité de classifier ces services pour en faciliter la compréhension et la recherche. L'agence européenne de l'environnement (EAA) a développé une classification commune et internationale des services écosystémiques (CICES, Haines-Young et Potschin, 2013). Cette dernière est régulièrement mise à jour et se trouve actuellement dans sa version 5.1 (Haines-Young et Potschin-Young, 2018).

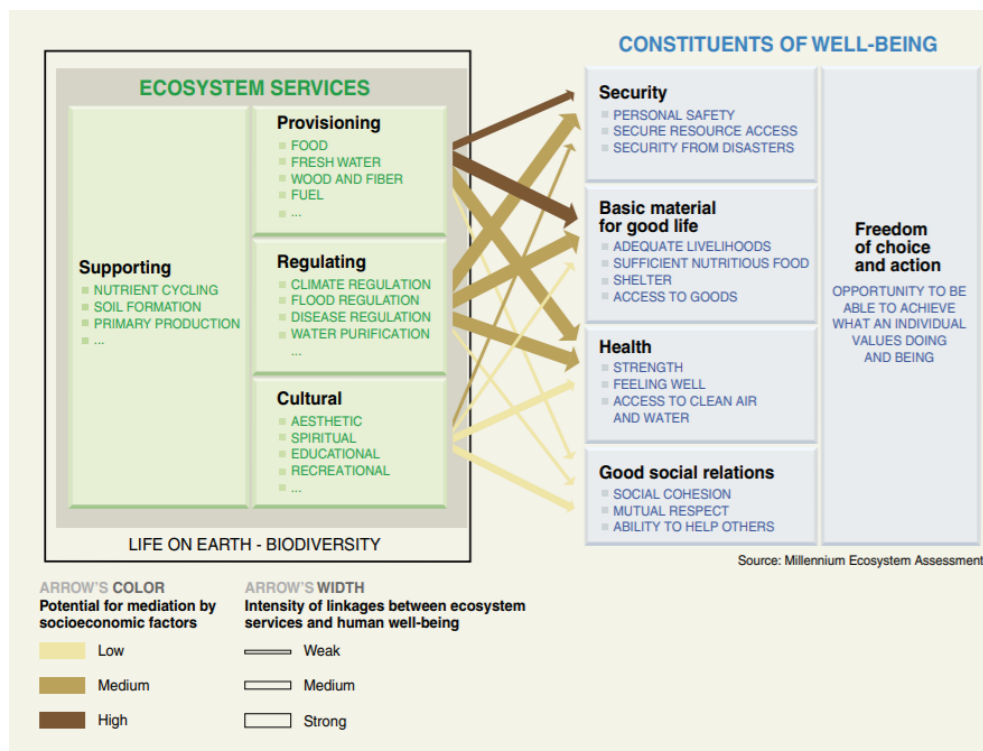


Figure 11 : Grandes catégories de services écosystémiques et leur lien avec le bien-être humain

Issue de Sarukhan *et al.* (2005). Les différentes catégories de services sont représentées dans les carrés verts à gauche, les bénéfices tirés par l'Homme de ces services sont représentés dans les carrés bleus à droite. Les flèches brunes représentent les liens entre les services et une catégorie spécifique associée au bien-être humain. Plus la flèche est large plus le lien est fort. Plus le flèche présente une couleur foncée plus ce lien peut être impacté par des facteurs socio-économiques.

Dans le MEA ou le CICES, les services écosystémiques sont classés en 4 grandes sections (Fig. 11) : les services d'approvisionnement (fibre, bois, cultures, faune sauvage chassée, etc...), les services culturels (bénéfices récréatifs, culture, esthétiques des écosystèmes), les services de régulation (climats, écrêtage des crues, etc...) et les services de support qui soutiennent l'ensemble des autres services (formations des sols, cycles biogéochimiques, photosynthèse, etc...) (Fig. 11). Ces sections sont ensuite subdivisées en divisions, groupes et classes permettant une précision plus importante. Ces classifications bien que source de débats permettent une meilleure communication sur les bénéfices tirés de l'écosystème par l'humain.

Ne prendre en compte que les bénéfices et les éléments positifs fournis par les écosystèmes sur le bien-être humain ne serait considérer qu'un côté d'une même pièce (Dunn, 2010). Les disservices écosystémiques (DES) sont « des fonctions ou des propriétés des écosystèmes qui provoquent des effets perçus comme nuisibles, désagréables ou indésirables. » (Lyytimäki et Sipilä, 2009). Ces disservices n'ont été pris en compte que très récemment dans la littérature scientifique et souvent dans les milieux urbains et agricoles. La première apparition dans la littérature du terme ne remonte qu'à 1998 (von Döhren et Haase, 2015; Gilbert et Janssen, 1998) et ce n'est que vraiment à partir de 2009 que l'étude des disservices a commencé à émerger (von Döhren et Haase, 2015).

Selon la définition développée par Campagne *et al.*, (2018), le disservice écosystémique (EDS) peut être :

- la conséquence indirecte de mesures de gestion inadaptées, par exemple, la surproduction d'algues vertes sur les plages bretonnes liée au relargage massif de nitrates en mer par les élevages porcins ;
- l'inverse d'un ES, c'est-à-dire une "provision négative" (production ou stockage de CO₂) ;
- directement lié à des caractéristiques ou à des fonctions écologiques (allergies) ;
- considéré comme un service selon le point de vue des individus ou des groupes sociétaux considérés, mais aussi selon l'espace et le temps.

Von Döhren et Haase (2015) répartissent les disservices en quatre champs d'impact : écologiques, économiques, sanitaires et psychologiques. Certaines de ces catégories peuvent cependant prêter à confusion notamment en ce qui concerne la distinction entre un réel disservice écosystémique ou la simple dégradation d'un service normalement rendu par cet écosystème. Dans leur définition des disservices écosystémiques Von Döhren et Haase (2015) incluent les conséquences liées à une dégradation des habitats. La présence d'espèces exotiques envahissantes, par exemple, rentre dans les catégories disservices écologiques. Cependant bien que la présence de certaines espèces invasives puisse avoir des impacts sur la santé humaine, la majorité ne représente pas directement une source d'impacts négatifs pour le bien-être humain, mais sont plutôt le témoin de la dégradation des services écosystémiques. Il en va de même pour les disservices psychologiques qui témoignent plutôt de la dégradation de services écosystémiques associés à l'esthétique des milieux naturels. A l'opposé, les disservices sanitaires ou économiques représentent des impacts de l'écosystème, dans son fonctionnement normal, sur le bien-être humain et sont difficilement évaluables uniquement par l'évaluation des services écosystémiques (espèces allergènes). Dans la suite de cette thèse, nous considérons les disservices esthétiques et écologiques comme la résultante de services écosystémiques dégradés et non pas des impacts issus d'un fonctionnement normal de l'écosystème. Ils ne sont donc pas inclus dans l'évaluation des disservices. Nous ne considérerons comme disservices dans la suite de ce document que les catégories disservices sanitaires et économiques.

2.3.3) Les méthodes d'évaluation par l'équivalence

2.3.3.1) Définition de l'évaluation par équivalence

Les méthodes d'évaluation de l'équivalence ou EAM sont des méthodes qui cherchent à estimer l'impact d'un projet sur la perte ou le gain de biodiversité et déterminer la quantité de ressources et les dimensions des mesures de restauration qui devraient être appliquées pour compenser toute perte (adapté de Bezombes *et al.*, 2017; Desvousges *et al.*, 2018). Ces méthodes représentent des outils intéressants dans le cadre de l'évaluation de l'impact de projets d'aménagement sur la biodiversité et les habitats présents. Les EAM développées en Europe s'inspirent pour beaucoup de méthodes américaines qui présentent un retour d'expérience bien plus important. Aux Etats-Unis plus de 24 EAM ont été développées rien que pour les zones humides et aquatiques (Levrel *et al.*, 2015) témoignant de la complexité de standardisation et de

mise en place d'une méthode reconnue unanimement (Bezombes, 2017). Ces méthodes jouent un rôle particulier dans l'application du triptyque ERC et le dimensionnement ou l'évaluation des mesures de compensation.

2.3.3.2) Evaluation de l'équivalence et triptyque « Eviter, Réduire, Compenser » (ERC)

Le triptyque « Eviter, Réduire, Compenser (ERC) » vise à limiter l'impact des projets d'aménagement sur les habitats et la biodiversité (Levrel *et al.*, 2018; Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2013, art R 122-2 du code de l'environnement). L'application de cette séquence a pour objectif de limiter les impacts sur la biodiversité au travers du principe destructeur-réparateur avec un transfert de la responsabilité de préservation de la biodiversité à l'aménageur (L 110-1 du code de l'environnement ; Bezombes, 2017). Son application vise dans un premier temps à l'évitement au maximum de tout impact sur le milieu naturel. Si des impacts ne sont pas évitables, ceux-ci devront être réduits au minimum et les pertes occasionnées compensées.

C'est avec la loi relative à la protection de la nature mise en place en 1976 (Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976) qu'est apparu en France le triptyque ERC. Bien que cette loi ait permis l'introduction du triptyque, l'application de mesures compensatoires n'était réalisée que « lorsque cela est possible » (Levrel *et al.*, 2018). Le début des années 2000 a vu l'application d'un certain nombre de décrets et d'arrêtés en faveur de la protection des milieux et de la biodiversité. Ces décrets incluent, pour ne citer que quelques un, l'arrêté du 19 février 2007 qui fixe les conditions de demande et d'instruction des dérogations portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées ou encore l'arrêté du 24 juin 2008 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides dans les SDAGE et études d'impacts (Levrel *et al.*, 2018, Quétier *et al.*, 2014). Malgré la mise en place au début des années 2000 de ces arrêtés couplés aux directives européennes comme la directive cadre sur l'eau (DCE ; Directive 2000/60/CE, 2000) et la directive habitat faune flore (DHFF; Directive 92/43/EEC, 1992) la mise en œuvre de mesures compensatoires est restée longtemps optionnelle, les aménageurs se limitant alors souvent aux mesures d'évitement et de réduction (Bigard *et al.*, 2020).

Le 8 août 2016, la publication de la loi de reconquête de la biodiversité (loi n° 2016-1087) a présenté un tournant décisif dans la clarification et l'application légale du triptyque. La loi pour la reconquête de la biodiversité a notamment rendu obligatoire la mise en place de mesures compensatoires en cas de dommages. Elle complète cette obligation de compensation des dommages occasionnés par une obligation de résultats avec l'atteinte du « No Net Loss » de biodiversité (Levrel *et al.*, 2018 ; Dupont et Lucas, 2017;).

La problématique des mesures de compensation écologique n'est pas uniquement limitée au territoire français. La diffusion rapide de la compensation écologique à travers le monde (McKenney et Kiesecker, 2010) a mené au développement de nombreuses méthodes d'évaluation de l'équivalence ou EAM (Equivalency Assessment Methods). Ces méthodes représentent des outils intéressants dans le cadre de l'évaluation de l'impact de projets d'aménagement sur la biodiversité et les habitats présents sur le site. La majorité de ces EAM ont été développées pour l'application aux impacts engendrés sur les zones humides (Levrel *et al.*, 2015). Deux méthodes que sont la méthodes Habitat Equivalency Analysis (HEA ; Dunford *et*

al., 2004) et l'Habitat Evaluation Procedure (HEP ; USFWS, 1980 et 1981) sont également applicables aux zones non humides.

2.3.3.3) Deux EAM majeures : l'Habitat Equivalency Analysis (HEA) et Habitat Evaluation Procedure (HEP)

Habitat Equivalency Analysis

La méthode HEA est un outil de dimensionnement des mesures compensatoires utilisées dans le cadre d'impacts environnementaux anticipés ou accidentels. Cette méthode a été créée en 1995 par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) dans l'optique de simplifier et diminuer le coût de l'application des méthodes d'évaluation de l'équivalence déjà existantes (Bas *et al.*, 2015). Cette méthode d'évaluation, dominante aux Etats-Unis, s'exporte à l'internationale et notamment en Europe (Desvousges *et al.*, 2018). La méthode HEA se base sur une évaluation des gains et pertes en services naturels et en ressources. Le terme service naturel qualifie ici les services écosystémiques mais également les services rendus aux autres ressources naturelles (NOAA, 1999).

Cette méthode se base sur trois étapes. (1) Une estimation des services et ressources perdus sur la surface endommagée, (2) la mesure des gains environnementaux fournis par la mise en place de mesures de compensation et enfin (3) le dimensionnement des mesures de restauration à mettre en place. Le choix de l'indicateur est basé sur sa capacité à témoigner de la qualité d'un habitat. Cet indicateur unique est souvent une espèce indicatrice typique du milieu qui peut être évaluée selon plusieurs métriques (biomasse, nombre de juvéniles, etc...). L'unité d'équivalence calculée « services surfaces années » permet d'évaluer pour le pas de temps choisi (années, mois, semaines) les services et ressources perdus sur toute la durée de l'impact (Bas *et al.*, 2015). La méthode HEA est une des rares méthodes permettant la prise en compte du délai nécessaire à la mise en place des mesures de restauration et de l'évolution des gains environnementaux au cours du temps (Quétier et Lavorel, 2011).

Cette méthode bien que présentant de nombreux avantages, présente également quelques limites. La limite la plus importante étant l'utilisation d'un indicateur unique pour l'évaluation de l'ensemble des pertes, limitant ainsi fortement la prise en compte de la complexité des écosystèmes et des interactions qui les composent (Vaissière *et al.*, 2013). Cette méthode s'avère surtout efficace dans le cadre de restauration rapide avec une seule ressource ou service impacté et est fortement influencée par les données disponibles permettant la caractérisation initiale du site (Bas *et al.*, 2015).

Habitat Evaluation Procedure (HEP)

A l'image de la méthode HEA la méthode HEP ou « Habitat Evaluation Procedure » développée par l'USFWS (USFWS, 1980) est un outil de dimensionnement des mesures compensatoires. A la différence de la méthode HEA, la méthode HEP est majoritairement appliquée ex-ante afin d'arriver à dimensionner les mesures compensatoires avant tout impact (USFWS, 1980 et 1981).

Cette méthode permet l'évaluation des unités d'habitats (UH) fournies par un site en se basant aussi bien sur la qualité que la quantité d'habitats disponibles pour une espèce donnée. La procédure de calcul des unités d'habitat d'un site se divise en cinq étapes :

1. Une délimitation temporelle et spatiale du site. La zone d'étude doit intégrer l'ensemble des habitats impactés par les mesures que l'on souhaite évaluer mais également si possible les zones contiguës.
2. Une délimitation des types d'habitats présents.
3. La sélection d'espèces d'évaluation : Dans le cadre de la méthode HEP, ces indicateurs sont limités aux espèces faunistiques, qu'elles soient terrestres ou aquatiques. L'indicateur sélectionné peut être de différents niveaux. Il peut correspondre à une espèce cible, un groupe d'espèces, un stade de développement d'une espèce ou encore un élément nécessaire au développement de cette dernière.
4. Le calcul des unités d'habitat de la zone d'étude : ces unités sont calculées par la multiplication d'un indice de qualité (HSI : Habitat Suitability Index) avec la somme totale des habitats disponibles pour cette espèce sur le site. Cet indice de qualité de l'habitat sur laquelle est basé la méthode HEP correspond à la comparaison de la valeur d'un indice obtenu sur le site d'étude par une valeur optimale de référence. Il oscille donc entre une valeur de 0 et 1.

$$HSI = \frac{\text{Conditions des habitats présents sur la zone d'étude}}{\text{Conditions optimales de l'habitat}}$$

5. Calcul de l'équivalence entre le nombre d'UH mesurées sur la zone détruite et le nombre d'UH présentes sur la zone de compensation

La valeur d'UH obtenue est donc fortement liée à la valeur de HSI mesurée. Le choix de bons indicateurs est donc primordial à la robustesse de l'évaluation (USFWS, 1980; Dumax, 2009). Dans un premier temps, le HSI peut être issu d'un modèle existant, l'étape la plus importante étant la définition d'un standard de comparaison à utiliser. Cet indicateur peut être directement numérique déterminé (nombre d'individus par hectare) ou non déterminé (rang dans un classement). En absence d'un HSI existant, il est possible de créer un modèle spécifique à notre étude.

La construction d'un nouvel HSI se réalise en 5 étapes détaillées dans le document USFWS (1981) :

1. Phase I : Délimitation des objectifs du modèle
Sélection et justification de la référence, limite géographique /spatiale d'application du modèle, limites saisonnières du modèle

2. Phase II : Identification des variables du modèle : « Quelles sont les variables qui, si elles sont modifiées, vont affecter la capacité de l'habitat à soutenir l'espèce d'évaluation »
3. Phase III Structuration du modèle : c'est l'étape où les différentes variables sont reliées entre elles comme la nidification de l'espèce donnée va dépendre du diamètre moyen des troncs des arbres présents.
4. Phase IV : Documentation du modèle
5. Phase V : Application et vérification du modèle.

A l'instar de la méthode HEA, la méthode HEP se base sur l'utilisation d'une ou plusieurs espèces indicatrices pour lesquelles des métriques sont sélectionnées pour définir la qualité de l'habitat. Elle permet cependant à l'opposé de la méthode HEA d'intégrer plusieurs espèces indicatrices dans l'évaluation. Elle nécessite une certaine expertise notamment dans le cadre du choix et du développement d'indicateurs pertinents pour le calcul du HSI.

2.3.3.4) Intégration des services et disservices écosystémiques dans l'évaluation de l'équivalence

Malgré une prise de conscience croissante de la nécessité d'incorporer les impacts sociaux et économiques dans l'évaluation et le dimensionnement des projets de restauration (Ives et Bekessy, 2015), la majorité d'entre elles ne prennent en compte que des caractéristiques biophysiques (Gobert, 2015; Quétier et Lavorel, 2011). Même si dans la législation française l'application du triptyque ERC est strictement liée à un>NNL en termes de biodiversité, cette notion de>NNL peut être conceptuellement appliquée à d'autres aspects comme les fonctions écologiques ou encore les services écosystémiques fournis par un site (Calvet *et al.*, 2015; Levrel *et al.*, 2012a)

L'intégration des services écosystémiques dans la mise en place de mesures compensatoires est, du fait de leur approche anthropocentrée et utilitariste, fortement discutée (Barnaud et Antona, 2014; Ives et Bekessy, 2015; Moreno-Mateos *et al.*, 2015). L'utilisation des unique des services écosystémiques dans la mise en œuvre et l'évaluation du succès de mesures compensatoires est en effet fortement problématique puisqu'elle induit de multiples risques et confusions potentielles (Jacob *et al.*, 2016; Vaissière *et al.*, 2020). Ces risques incluent :

- La substitution des écosystèmes impactés en faveur d'écosystèmes fournissant des services similaires
- La substitution avec des structures anthropiques pouvant rendre des services similaires aux habitats détruits
- La mise en place de compensations faibles et orientées. (e.g. augmentation de l'accès à site d'observation d'oiseaux en vue d'augmenter artificiellement le nombre d'observations d'espèces (Hay, 2015))
- La mise en avant des approches monétaires au détriment des critères de conservation
- L'omission des éléments de nature qui seraient considérés comme ne fournissant pas de service écosystémique (Maris, 2014).

L'évaluation de l'équivalence en termes de services écosystémiques ne peut donc, dans le cadre de mesures compensatoires, remplacer l'évaluation écologique classique basée sur les espèces et les habitats. Elle

représente cependant un outil complémentaire qui devrait être pris en compte dans le cadre de l'évaluation des impacts et de la réussite de mesures compensatoires. Jacob *et al.* (2016) proposent une option pouvant permettre, dans le cas de l'application du triptyque ERC, une évaluation des services écosystémiques parallèlement à la biodiversité (Fig. 12)

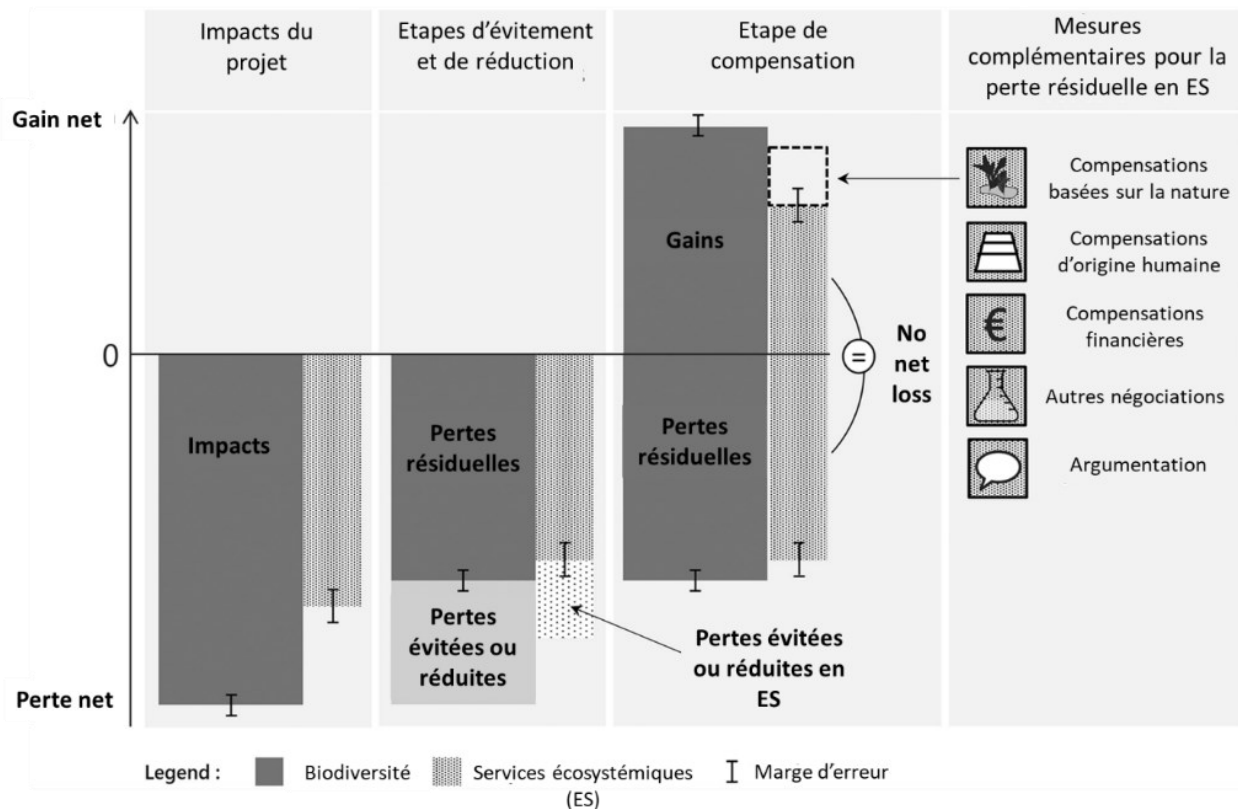


Figure 12 : Représentation schématique de l'insertion dans le triptyque ERC des services écosystémiques impactés par le projet d'aménagement.

Traduit de Jacob *et al.* (2016). Ce schéma représente une co-application du triptyque ERC à la fois dans le cadre de l'atteinte d'un NNL de biodiversité mais également d'un NNL en termes de services écosystémiques. Ce cadre propose en plus de la mise en place des mesures d'évitement de réduction et de compensation pour la biodiversité, d'appliquer en parallèle la même démarche pour limiter et compenser la perte de services écosystémiques engendrée par l'aménagement du site.

Il existe différentes approches et outils d'évaluation des services écosystémiques applicables dans le cadre de l'évaluation de mesures compensatoires (e.g. Dumax et Rozan, 2011; Levrel *et al.*, 2012b; Mandle *et al.*, 2016; Quétier et Lavorel, 2011; Vaissière *et al.*, 2013). En parallèle, plusieurs outils ont été développés pour identifier et évaluer les services écosystémiques fournis par un site d'intérêt (ARIES, InVEST, MEASURES, MIMES; Tallis *et al.*, 2015; voir aussi Bagstad *et al.*, 2013). Parmi ces outils le logiciel OPAL (Offset Portfolio Analyzer and Locator) permet la quantification et la cartographie des impacts d'un projet de développement sur les habitats et les services écosystémiques facilitant ainsi la sélection de mesures de compensation adéquates (Mandle *et al.*, 2016).

Dans le cadre de l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration de friches industrielles, nous avons cependant fait le choix d'appliquer la méthode aHEP (Dumax et Rozan, 2011). Cette dernière

intègre les services écosystémiques au cœur de la sélection des indicateurs et permet l'évaluation des bénéfices environnementaux associés à la mise en place de mesures de restauration. La méthode aHEP présente également l'avantage d'avoir déjà été utilisée dans le cadre de l'évaluation ex-post des bénéfices associés à un projet de restauration écologique et d'intégrer des indicateurs spécifiques mais également de qualité de l'habitat (Dumax *et al.*, 2020).

L'utilisation d'un indicateur unique dans le cadre de la méthode HEA ne nous a pas semblé adaptée dans l'évaluation globale des bénéfices liés à la restauration de friches industrielles. De plus la forte dépendance de la méthode HEA aux données initiales disponibles pourrait potentiellement représenter un frein important dans le cadre de l'évaluation ex-post avec un jeu de données limité.

Tout comme la méthode HEP classique, la méthode « adaptée » a été initialement développée pour évaluer le coût environnemental des plans d'aménagement de zones naturelles et aider les décideurs à prendre en compte les enjeux environnementaux (Dumax, 2009; Dumax et Rozan, 2011). Les principales étapes de la méthode aHEP sont similaires à celles de la méthode HEP classique (Fig. 13). On retrouve la délimitation du site, l'identification des habitats et la sélection d'indicateurs. La dernière étape consiste à mesurer les UH sur la zone impactée et la zone d'accueil des mesures compensatoires afin d'obtenir la différence en termes d'unités d'habitat (ΔUH). La méthode aHEP diffère majoritairement de la méthode HEP classique dans la sélection des indicateurs pour le calcul des HSI. En effet, la sélection des indicateurs se fait sur leur capacité à témoigner de ces services (Dumax, 2009, Fig. 13). De plus contrairement à la méthode HEP ces indicateurs peuvent être spécifiques (faune et flore) mais également qualitatifs (IBGN ou IBMR¹). Ces indicateurs sont ensuite utilisés pour calculer le HSI de chaque habitat et les UH disponibles sur le site. L'utilisation des services écosystémiques comme moyen de sélection des indicateurs permet également la mise en place d'une évaluation monétaire des impacts du projet d'aménagement (Dumax et Rozan, 2011).

L'évaluation ex-post des bénéfices environnementaux liés à la restauration écologique de friches industrielles avec un jeu de données initial limité et l'intégration des impacts positifs mais également négatifs des mesures de restauration représente un réel défi.

La question qui se pose donc ici est **comment évaluer les bénéfices environnementaux liés à la restauration écologique des friches industrielles ?**

¹ L'IBGN et l'IBMR sont deux indicateurs de la qualité écologiques des cours d'eau. L'IBGN se base sur une analyse de la composition de la faune aquatique et l'IBMR permet d'obtenir des informations sur la trophie ou la pollution des eaux via une analyse de la végétation aquatique.

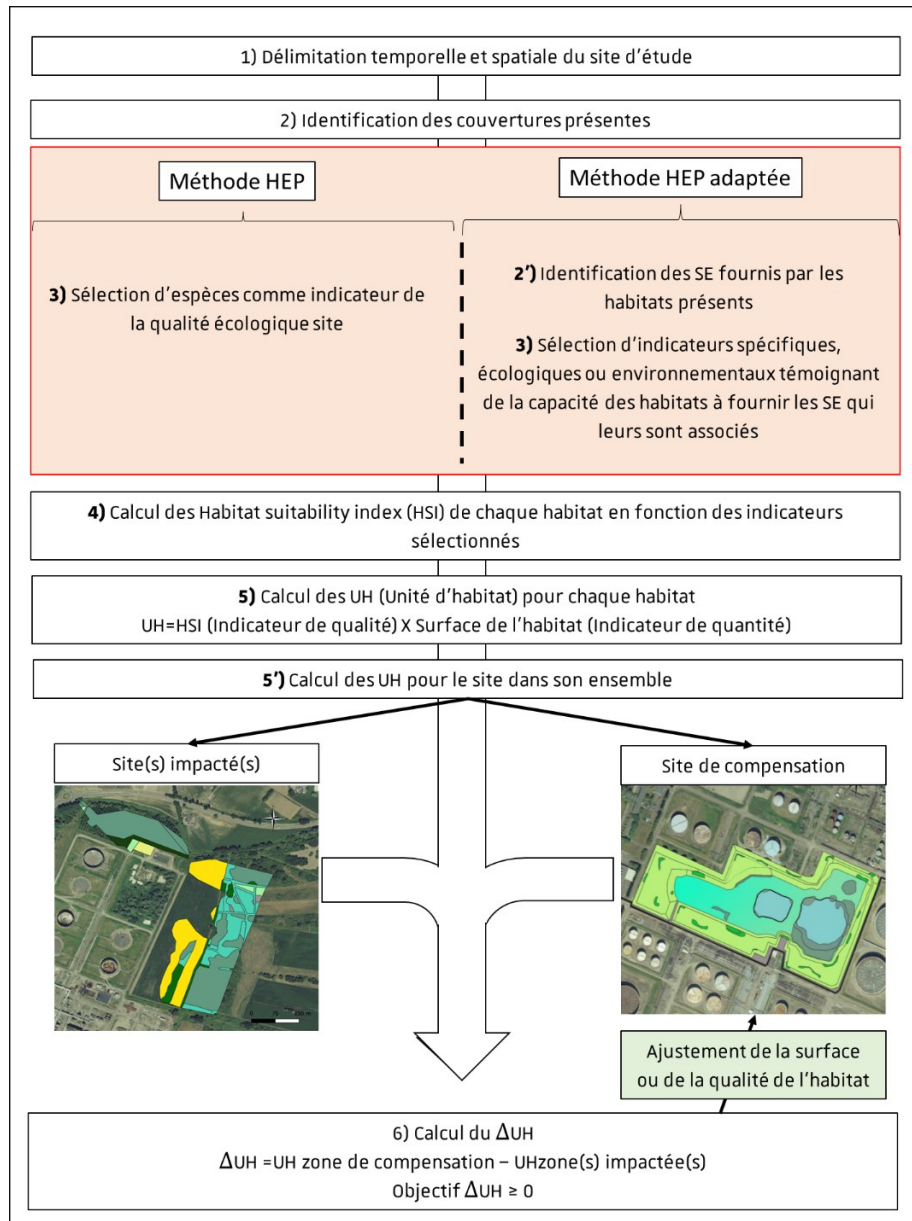


Figure 13 : Déroulement de la méthode HEP et aHEP et principales différences

Les différences majeures entre la méthode HEP (Habitat Evaluation Procedure) et la méthode HEP adaptée sont décrite dans l'encadré rouge).

3) Problématiques et organisation du manuscrit

L'objectif de la thèse est d'analyser, au travers d'une approche pluridisciplinaire, la transférabilité des concepts de l'écologie de la restauration au socio-écosystème complexe des friches industrielles. Le travail développé dans ce manuscrit s'articule autour de trois objectifs majeurs que sont :

- L'amélioration de la compréhension des facteurs influençant la recherche académique sur les friches industrielles, leur redéveloppement et leur typologie de réutilisation. Un regard particulier est ici porté sur la restauration écologique des friches industrielles dans la littérature scientifique.
- L'évaluation de la transférabilité des méthodes d'ingénierie écologique des sols existantes aux technosols de friches industrielles dans le cadre de leur restauration.
- L'ajustement d'un outil d'évaluation pluridisciplinaire alliant des outils d'évaluation économiques et environnementaux permettant l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à ce type de projet.

Le manuscrit s'articule autour de 3 articles (manuscrit A à C) qui constituent la majeure partie de cette thèse. Le manuscrit est organisé en cinq chapitres s'ajoutant à cette introduction. Le premier chapitre permet de faire le point sur le redéveloppement des friches industrielles dans la littérature scientifique et d'amener à la thématique développée dans le reste de la thèse qui est la restauration de ces dernières. Le transfert des concepts de l'écologie de la restauration aux friches industrielles est illustré par le cas de la mise en place de mesures compensatoires sur un site particulier qui est celui de la raffinerie pétrolière de Reichstett. Ce site d'étude est décrit de manière exhaustive dans le chapitre 2 qui permet également de développer le matériel et les méthodes utilisées dans le cadre de la restauration écologique de la friche de Reichstett et plus particulièrement de ses technosols. Le chapitre 3 permet alors de développer les résultats obtenus suite à l'application de ces méthodes de restauration. Afin d'avoir une vision plus globale des bénéfices liés à ce projet, le chapitre 4 décrit les adaptations techniques et les indicateurs nécessaires à l'application de la méthode aHEP pour l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration du site de Reichstett dans son ensemble. Le chapitre 5 présente alors l'application de cette méthode, la discussion des résultats et des causes ayant mené à ces résultats, mais également des limites de la méthode aHEP.

Chapitre 1

Le chapitre 1 permet de faire le point sur l'avancée et l'évolution de la recherche concernant les friches industrielles et leur redéveloppement. Il a pour but l'amélioration de la compréhension des facteurs influençant la recherche académique sur les friches industrielles, leur redéveloppement et leur typologie de réutilisation. Il correspond au premier manuscrit (**Manuscrit A**) intitulé «Brownfields redevelopment over the years : from definition to sustainable reuse » publié dans le journal Environmental Reviews.

Chapitre 2

Le chapitre 2 correspond à une partie « Matériel et méthodes » principalement centrée sur l'expérimentation du transfert des méthodes de restauration des sols aux technosols de friches industrielles. La première partie de ce chapitre est consacrée à une description détaillée du contexte paysager, écologique mais également de l'historique du site de la raffinerie pétrolière de Reichstett. Cette description permet une meilleure compréhension des étapes ayant mené à la création de la zone de compensation, des caractéristiques écologiques et pédologiques initiales du site mais également des problématiques liées au transfert des concepts de la restauration écologique à ce site en particulier. Il contient une description des habitats impactés et de ceux créés sur la zone de compensation.

Dans une seconde partie, le matériel et méthodes utilisés dans le cadre de la mise en place mais également du suivi des techniques de restauration des technosols appliqué sur le site de Reichstett est détaillé.

Chapitre 3

Ce chapitre s'articule autour du **manuscrit B**: « Using engineer species in brownfield soil restoration: a real opportunity to reclaim abandoned areas? » En préparation 2021, journal visé *Ecological engineering*. Il présente les résultats obtenus suite à l'application du protocole détaillé dans la seconde partie du chapitre 2.

Chapitre 4

Les mesures de restauration des sols présentées dans les deux chapitres précédents s'intègrent dans un projet de restauration plus globale d'une partie de la friche industrielle de Reichstett. Le chapitre 4 permet une description du matériel et des adaptations nécessaires à l'application de la méthode aHEP à la restauration de friche industrielle et plus particulièrement celle de Reichstett. Ce chapitre détaille les différentes étapes de la méthode, dont la sélection et le montage des indicateurs utilisés pour évaluer la qualité des milieux, étape indispensable à l'évaluation des bénéfices environnementaux.

Chapitre 5

Ce chapitre constitue l'application des travaux détaillés dans le chapitre précédent à la création de la zone naturelle de compensation sur le site de Reichstett. Il représente la partie résultat de la méthode détaillée dans le chapitre 4. Il s'articule majoritairement autour du **manuscrit C** « Use of the adapted HEP method for the assessment of environmental benefits related to the implementation of ecological restoration measures on brownfield site. » En cours de préparation.

Le document se termine par une partie discussion et perspectives permettant de mettre en évidence les problématiques soulevées pendant la thèse et de faire le pont entre les différentes parties qui la constituent. Elle permet également de faire le point sur les avancées et les limites observées au cours du projet et des perspectives de recherches associées.

Chapitre 1 "Brownfields redevelopment over the years: from definition to sustainable reuse" (Manuscrit A)

<https://doi.org/10.1139/er-2021-0017>

Les friches industrielles représentent de réelles opportunités pour un développement durable du territoire (Limasset *et al.*, 2015 ; Fosse *et al.*, 2019). Les ambiguïtés concernant ce qui est ou n'est pas une friche mais également le degré élevé de pollution qui leur est associé représentent des défis majeurs aussi bien scientifiques que techniques. Il n'existe à l'heure actuelle que peu d'études faisant le point sur la recherche réalisée sur ces dernières et des facteurs pouvant influencer non seulement leur redéveloppement mais également l'orientation de la recherche scientifique. La review formant ce chapitre permet de faire le point sur l'intégration des friches dans la littérature scientifique, l'identification des facteurs ayant joué un rôle dans leur redéveloppement ou l'orientation de leur redéveloppement. Un intérêt plus particulier est porté à la proportion de redéveloppement ayant intégré la restauration écologique des friches industrielles.

Brownfields over the years: from definition to sustainable reuse

Guillaume Jacek, Anne Rozan, Maylis Desrousseaux, and Isabelle Combroux

Abstract: Urban development is often confronted with a lack of available space. Brownfield sites offer great potential for sustainable urban planning because of their often-central location and the benefits associated with their redevelopment. Although the interest in brownfield regeneration has led to a lot of research on this topic, there is not yet a comprehensive review of brownfield research. In this review, we analyze the research on brownfields and provide a picture of the published case studies. We focus primarily on brownfields research in the United States, Europe, and People's Republic of China. This exploratory research is based on an analysis of the published scientific literature available in the Web of Science database. Initially used in North America, the term "brownfield" quickly became popular in the rest of the world, particularly in Europe. However, with the exception of the United States, there is no specific legislation for these sites; their protection is often based indirectly on directives or laws related to soil pollution, biodiversity, or the environment. The perception of the potential use of brownfield sites varies considerably from one part of the world to another, and international collaborations among researchers from different parts of the world remain limited. Most of the described reuses of brownfield sites are forms of soft reuse (53%), and the type of reuse of a site depends more on the surrounding urbanization levels and the specific region than on the past use of a brownfield site. Despite the continued interest in the rehabilitation of these sites, especially due to the increasing demand for nature in the city following the COVID-19 crisis, many questions regarding the future of brownfield sites remain unanswered. The factors influencing their successful redevelopment are unclear, and further research is urgently needed to ensure a truly sustainable re-use of these sites.

Key words: industrial site redevelopment, ecological restoration, soil regulation, land use policies.

Résumé : Le développement urbain est souvent confronté à un manque d'espace disponible. Les friches industrielles offrent un grand potentiel pour la planification urbaine durable en raison de leur emplacement souvent central et des avantages associés à leur réaménagement. Bien que l'intérêt pour la régénération des friches industrielles ait conduit à de nombreuses recherches sur ce sujet, il n'existe pas encore de synthèse complète de la recherche sur les friches industrielles. Dans cet article de synthèse, les auteurs analysent la recherche sur les friches industrielles et brossent un tableau des études de cas publiées. Ils se concentrent principalement sur la recherche sur les friches industrielles aux États-Unis, en Europe et en Chine. Cette recherche exploratoire est basée sur une analyse de la littérature scientifique publiée disponible dans la base de données Web of Science. Initialement utilisé en Amérique du Nord, le terme « de friche industrielle » est rapidement devenu populaire dans le reste du monde, notamment en Europe. Cependant, à l'exception des États-Unis, il n'existe pas de législation spécifique pour ces sites; leur protection est souvent basée indirectement sur des directives ou des lois liées à la pollution des sols, à la biodiversité ou à l'environnement. La perception de l'utilisation potentielle des friches industrielles varie considérablement d'une région du monde à l'autre, et les collaborations internationales entre chercheurs de différentes parties du monde restent limitées. La plupart des réutilisations décrites des friches industrielles sont des formes de réutilisation douce (53 %), et le type de réutilisation d'un site dépend davantage des niveaux d'urbanisation environnants et de la région spécifique que de l'utilisation antérieure d'une friche industrielle. Malgré l'intérêt continu pour la réhabilitation de ces sites, notamment en raison de la demande croissante de nature en ville après la crise de la COVID-19, de nombreuses questions concernant l'avenir des friches industrielles restent sans réponse. Les facteurs influençant la réussite de leur réaménagement ne sont pas clairs, et des recherches supplémentaires sont nécessaires de toute urgence pour assurer une réutilisation réellement durable de ces sites. [Traduit par la Rédaction]

Mots-clés : réaménagement de sites industriels, restauration écologique, réglementation des sols, politiques d'utilisation des sols.

1. Introduction

In 1987, the Brundtland Commission defined sustainable development as "development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs" (Brundtland and World Commission on Environment and

Development 1991). This concept is articulated around the three pillars of social, economic, and environmental sustainability (Khan 1995). The Open Working Group on Sustainable Development Goals, mandated after the Rio+20 conference in 2012, defined 17 major sustainable development goals (SDGs) for establishing a green economy in the context of ensuring sustainable development,

Received 8 February 2021. Accepted 5 May 2021.

G. Jacek. École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), GESTE UMR MA 8101, 1 quai Koch, Strasbourg F-67000, France; Université de Strasbourg, CNRS UMR 7362 LIVE, Institut de botanique, 28 rue Goethe, Strasbourg F-67000, France.

A. Rozan. École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), GESTE UMR MA 8101, 1 quai Koch, Strasbourg F-67000, France; Université de Strasbourg, Strasbourg F-67000, France.

M. Desrousseaux. CNAM-ESGT, Laboratoire Géomatique et Foncier, 1 Boulevard Pythagore, Le Mans F-72000, France.

I. Combroux. Université de Strasbourg, CNRS UMR 7362 LIVE, Institut de botanique, 28 rue Goethe, Strasbourg F-67000, France.

Corresponding author: Guillaume Jacek (email: guillaume.jacek@engees.unistra.fr).

© 2021 The Author(s). Permission for reuse (free in most cases) can be obtained from copyright.com.

eradicating poverty, and creating an institutional framework for sustainable development (UN General Assembly 2014). SDG 11 states the need to "make cities and human settlements inclusive, safe, resilient and sustainable" (Jandl 2017). Achieving this goal, as well as making cities and human settlements sustainable, requires, among other aspects, (i) the integration of natural environmental elements, (ii) an emphasis on public transportation, (iii) the presence of high-quality public areas, and (iv) the promotion of compact, efficient and mixed land use (Kenworthy 2006).

By 2050, approximately 66% of the world's population will live in an urban setting (UN General Assembly 2014); therefore, the integration of these key points in future city planning will be challenging, especially in terms of space availability. The availability of places combining social improvement, pollution mitigation, and the limitation of urban sprawl is often confronted by the scarcity of undeveloped land in dense urban areas. This limitation highlights the potential of old urban industrial sites and their regeneration as a vital part of sustainable land use (HOMBRE 2014).

Former industrial sites, commonly called brownfields (Tyman 2008), are often located in inner cities or relatively proximal suburbs, near or within deprived neighborhoods (Gallagher and Jackson 2008; Hird 1993; Smary and DeWitt 1998). Their location gives them a high sustainable redevelopment potential. A growing interest in these sites has led to numerous research fields associated with the redevelopment of brownfields. This research includes brownfield site remediation (Petrová et al. 2017; Song et al. 2019), the assessment of legal and incentive tools for their reuse (Vanheusden 2009; Thornton et al. 2007), understanding the social impacts and perceptions of these sites (Loures and Vaz 2018; Loures 2015; Gallagher and Jackson 2008), and identifying potential stakeholder collaborations (Limasset et al. 2018; Gallagher and Jackson 2008; Frantál et al. 2015).

Despite this extensive research, there remains a lack of a commonly accepted or clear definition for brownfield sites (Loures and Vaz 2018; Alker et al. 2000). This lack of a common definition can lead to differences in what is considered as a brownfield and creates barriers to an overall perception of their potential. The main difference among the definitions of brownfields is the compulsory presence or prior presence of soil pollution (Thornton et al. 2007; Adams et al. 2010). American legislation defines brownfields as "real properties, the expansion, redevelopment or reuse of which may be complicated by the presence or potential presence of a hazardous substance pollutant or contaminant" (US Congress 2002). This pollution-dependent definition is commonly found in the United States, Canada, and northern and eastern European countries, where development pressure may be less (Oliver et al. 2005). In contrast, definitions in the United Kingdom hold that "not all brownfield land is contaminated nor derelict" (POST 1998; Meyer 2004). Improving and characterizing future research needs requires a clear definition of brownfields, and a review of brownfield research would be welcome.

In this paper, we provide an overview of brownfield-related studies. We present a temporal perspective of brownfield research and provide a portrait of the contributions of researchers from various global regions. We also approach these sites from a legal perspective. In particular, we analyze the geography of collaborations. Given the potential use of brownfields in sustainable city development, we focus on how the topic is presented in the existing scientific literature. We review how various factors, including surroundings, countries, or the previous use of brownfield sites, influence their redevelopment.

2. Research approach

2.1. Selection of a bibliography

We undertook our bibliographical research in March 2020 using the Web of Science (WOS) platform and the science core collection database. We researched documents published between 1975 and 2019. Our study protocol was divided into three major phases (Fig. 1).

2.1.1. Use and origin of the term "brownfield"

For documents published between 1992 and 2019, we used the specific search term "brownfield" in the topic section (TS) of the WOS database, regardless of the type of publication. This initial search, called Corpus 1, found 1804 publications. We noted that before 1992, all uses of the term brownfield did not relate to the current use of brownfield (e.g., brownfield as a family name, location name). We removed these documents from the corpus for the subsequent analyses. Associated research events (e.g., conferences, symposiums) that could affect the number of publications were identified using the "meeting titles" WOS analytic tool. Apart from scientific conferences and events, the enactment of a statutory text or treaty can also strongly affect publication numbers; for example, the European Water Framework Directive led to a massive increase of publications in areas of water research (Boeuf and Fritsch 2016). We therefore performed a literature review of related European, Chinese, and American brownfield policies to eliminate this factor.

2.1.2. Bibliographical study of "brownfield redevelopment"

Our exploratory analysis relied on the "Topic" section of WOS and covered the period 1975–2019 from which we selected only reviews and articles. Our preliminary research identified tree synonyms of brownfield: "wasteland", "industry", and "factory". These terms were commonly associated with adjectives such as "former", "old", and "derelict". We noted that other terms such as "abandoned", "vacant", and "ancient" did not fit our requirements in terms of relevance within publications. We merged these terms into the following equation (TS1):

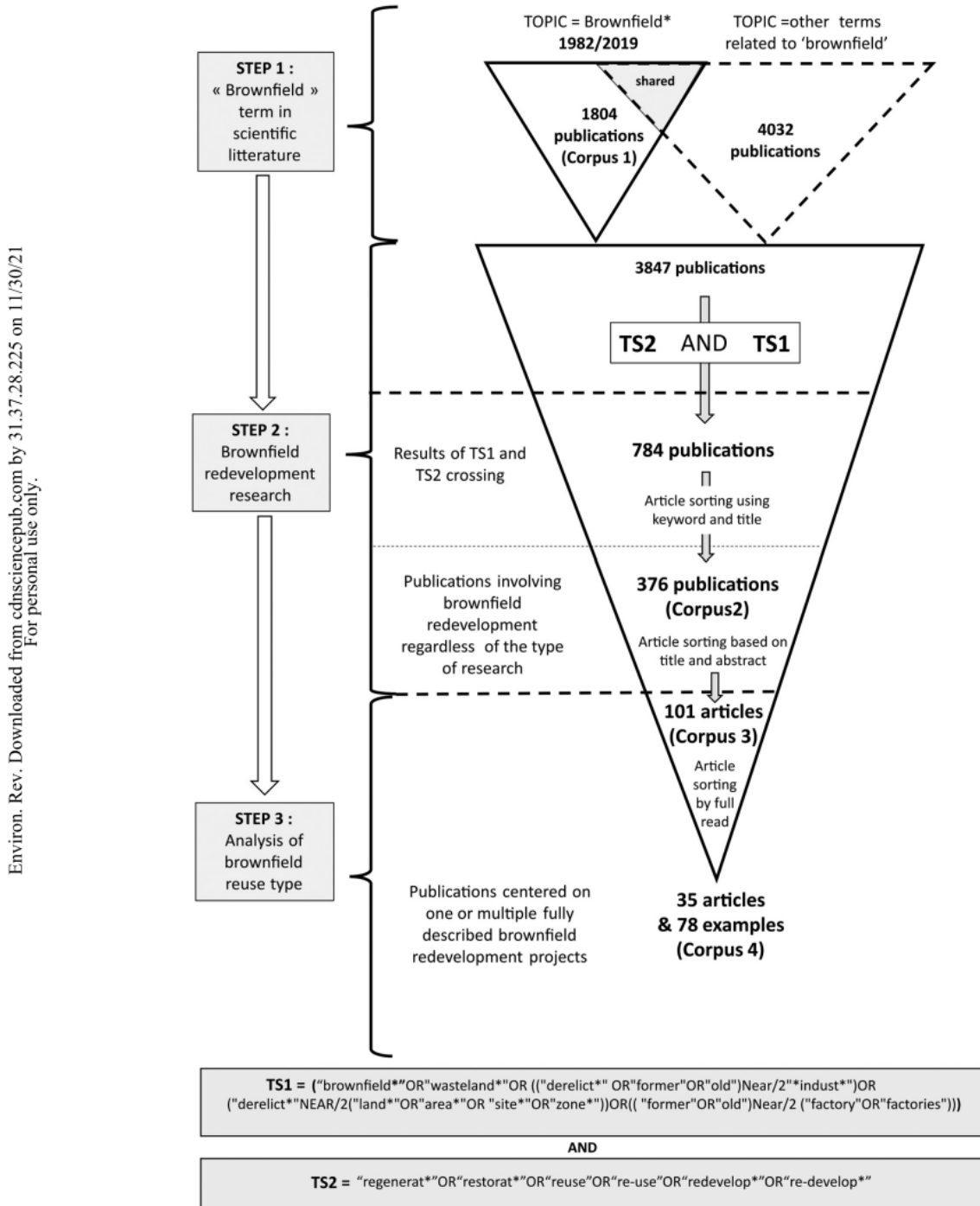
$$TS1 = \{ \text{"brownfield"} \text{OR} \text{"wasteland"} \text{OR} [(\text{"derelict"} \text{OR} \text{"former"} \text{OR} \text{"old"}) \text{Near} / 2 \text{"indust"}] \text{OR} [(\text{"derelict"} \text{NEAR} / 2(\text{"land"} \text{OR} \text{"area"} \text{OR} \text{"site"} \text{OR} \text{"zone"})] \text{OR} [(\text{"former"} \text{OR} \text{"old"}) \text{Near} / 2(\text{"factory"} \text{OR} \text{"factories"})] \}$$

Our second step involved selecting the term associated with the concept of "redevelopment" (see equation TS2 in Fig. 1). We selected four terms of a preliminary list (of 19 terms) because of their very common association with brownfields: "redevelopment (and re-development)", "regeneration", "reuse (and re-use)", and "restoration". The crossing of these four terms (TS2) with the TS1 terms produced a final equation, which we applied in our bibliographic search:

$$\text{Topic} = \{ \text{"brownfield"} \text{OR} \text{"wasteland"} \text{OR} [(\text{"derelict"} \text{OR} \text{"former"} \text{OR} \text{"old"}) \text{Near} / 2 \text{"indust"}] \text{OR} [(\text{"derelict"} \text{NEAR} / 2(\text{"land"} \text{OR} \text{"area"} \text{OR} \text{"site"} \text{OR} \text{"zone"})] \text{OR} [(\text{"former"} \text{OR} \text{"old"}) \text{Near} / 2(\text{"factory"} \text{OR} \text{"factories"})] \} \\ \text{AND}(\text{"Regener"} \text{OR} \text{"Restor"} \text{OR} \text{"reuse"} \text{OR} \text{"re-use"} \text{OR} \text{"redevelop"} \text{OR} \text{"re-develop"})$$

We obtained 784 results by crossing TS1 and TS2. The results were screened by keywords and title, and we removed documents from the corpus that showed no clear link with brownfield redevelopment. The remaining 376 publications formed Corpus 2 (see Fig. 1).

Fig. 1. Phase diagram of our bibliographic study of "brownfield" research conducted on the Web of Science (WOS) database. The three phases illustrate the creation of four bibliographic corpora, with a description of the method for selecting documents contained within the different corpora. TS: topic section.



2.1.3. Bibliographical study of the type of reuse

By analyzing the titles and abstracts of documents in Corpus 2, we selected documents describing specific redevelopment projects and formed Corpus 3 (101 articles). We then read these articles, and those that fully described one or more projects — from past brownfields to current redevelopment — were retained as Corpus 4 (Fig. 1).

2.2. Article analysis

We noted the affiliation of all authors, and then highlighted the identified collaborations and contributions of each country or region in the Corpus 2 documents using the R 4.0.3 (RStudio Team 2020) and the *bibliometrix* package (Aria and Cuccurullo 2017). For each publication, the selected country contribution corresponded to the country having the highest proportion of authors. We estimated the overall contribution of each country or region by summing these proportions. For this analysis, Europe (continent) was considered as a single entity. For author collaborations, we extracted multiple-country publications (MCP), and the number of co-occurrences among countries in all corpus documents corresponds to their number of collaborations.

We performed a term occurrence analysis on publication titles using the *wordcloud* package in R (Fellows 2018). We only present the results for Europe, the US, and the People’s Republic of China (PRC) because they present a sufficient and dominant number of publications for our analyses. Terms present in at least 10% of the publication titles were represented in a word cloud, and the term “brownfield”, being dominant, was removed from the resulting word cloud figure.

Many criteria such as typology and the surrounding environment can be decisive for the success of brownfield redevelopment. However, little is known about how these factors impact the fate of brownfields. Therefore, as this impact could help redevelopment efficiency, we studied the link among the former use of brownfields, their reuse, and the factors at play in this transformation. To do so, we also considered a site’s former use, size, surroundings, and reuse type and extracted these elements from each article. Former uses were categorized using ISIC (International Standard Industrial Classification of All Economic Activities) sections (United Nations 2008), which led to the creation of six categories. We also used ISIC sections to categorize the reuse types, and these sections were also complemented by two initially missing categories: residential areas (housing as a dominant purpose) and natural areas. The surrounding site context was divided into three categories: urban, suburban, and rural. We made decisions on the basis of an Andre et al. (2014) decision tree.

2.3. Statistical analysis

We ran a χ^2 test to evaluate the independence between former use and future trends in brownfield redevelopment, followed by a network analysis performed in R using the *bipartite* package (Dormann et al. 2008). We then ran a multiple component analysis on the 78 examples detailed within the 35 publications of Corpus 4 to highlight potential links between brownfield redevelopment project characteristics and brownfield reuse. The latter analysis was run using the *FactoMineR* package (Lê et al. 2008).

3. Findings and discussion

3.1. Brownfield: origins and uses of the term

The term “brownfield” was first used during a field hearing session of the US Congress on 28 June 1992 (Dehoorne 2016; Jones and Welsh 2010). The term offered a contrast to “greenfield”, referring to a site that had yet to face any previous development pressure or infrastructure (Green 2016; Greenberg et al. 2001). For this review we considered brownfields as all former industrial sites, factories, manufacturing area, quarries, mines (and other types of extraction site), developed military sites with abandoned military infrastructures, warehouses, abandoned waste management sites, harbors, as well as railroads and roads (if part of a

transport hub). We did not consider agricultural brownfields without constructed buildings, single buildings without affiliated land, or abandoned single roads or rail tracks as brownfield sites.

We found 1804 publications (dated 1992–2019) using the term “brownfield” as a topic in the WOS database. Use of the term “brownfield” increased markedly over the last 20 years from fewer than 40 publications in 2000 to 150 papers in 2019 (Fig. 2a), despite the lack of a clear definition of this term. From this pattern of use, we identified three periods in the use of the term “brownfield”: appearance, internationalization, and stabilization.

3.1.1. The appearance of the term brownfield in the literature

In the first decade after its appearance in the mid-1990s in the WOS database, use of the term brownfield was mainly limited to English-speaking countries and used predominantly in publications from the US (20–40 occurrences per year; Fig. 2b). In 1993, the US Environmental Protection Agency (EPA) established the “Brownfields Economic Redevelopment Initiative” (Fig. 2c). Through this pilot program, local governments could apply for federal funds to assess brownfields and create the partnerships necessary to remove barriers to brownfield site reuse. The objectives were to promote the redevelopment of less contaminated sites, differentiating these sites from those concerned by the “Superfund” legislation (Reisch and Bearden 2003; NSCEP 2006). After its inception, this initiative quickly became a pillar for contaminated site management (Thornton et al. 2007). This initiative led to the first appearance of the term brownfield in the WOS database in 1994 (Figs. 2a; see also Lin et al. 2019). Later, other incentive programs in the US, such as the Brownfields Tax Incentive in 1997, the 2002 *Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act*, and the 2018 *BUILD Act* (Fig. 2c) strongly encouraged the cleanup of US brownfield sites (De Sousa 2005) and heightened the use of this term in the published literature.

Authors representing more than 35 countries currently use the term brownfield. The internationalization of the use of the term is characterized by an increase in the number of countries involved in related research, particularly by European countries and the PRC (Figs. 2a and 2b; see also Lin et al. 2019). This has led to a decrease in the proportion of articles of US origin, although their number continued to increase until 2017 (Figs. 2a, 2b). This internationalization, especially in Europe, began in the early 2000s.

In Europe, legislation and research related to derelict land areas began in the 1980s (Grimski and Ferber 2001). The use of the specific term “brownfield” only began to be used in these countries during the early 2000s (Fig. 2b). In the PRC, interest in brownfields began during the period of comprehensive reform and opening up (1992–2012), as issues arose related to the shortage of land resources for urban development and construction. The term brownfield appeared in the Chinese literature (not recorded in WOS) for the first time in 2001 (A. Grigorovschi and L. Fan, personal communication).

3.1.2. Internationalization of the term brownfield: the cases of Europe and the PRC

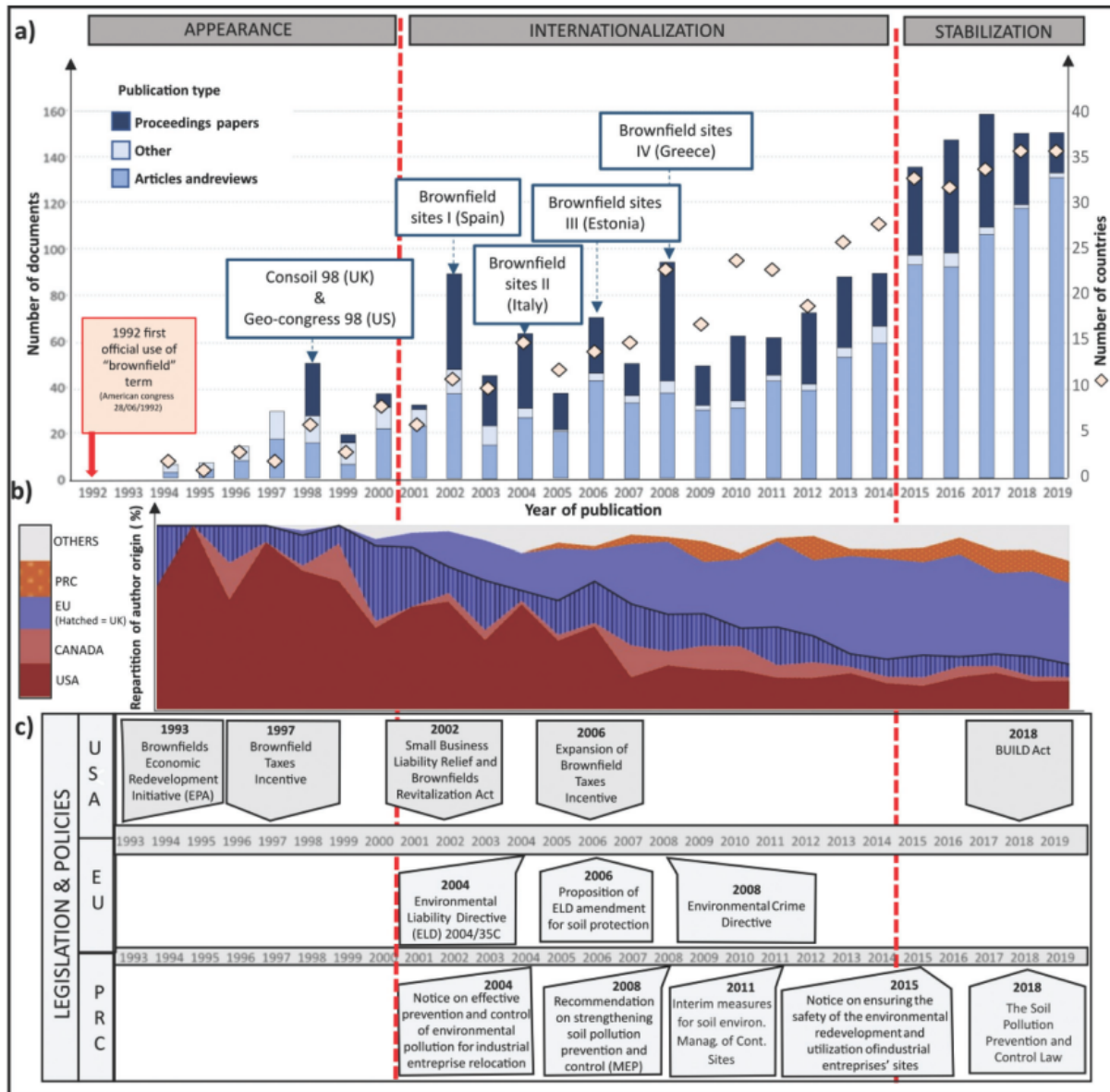
Until 2004, Germany, Italy, and the Netherlands represented 62% of the European publications. The incorporation of the Czech Republic and other new members such as Poland into the EU in 2004 seems to have had a positive impact on brownfields topic research. Czech Republic represent about 9.7% of European publications for the period 2005–2009, just behind Germany (15.3%). Then it became the major European contributor with 29.1% of European publications in 2014 and still represented 17.1% in 2019. S. Martinat, from the Institute of Geonics of the Academy of Sciences of the Czech Republic, co-authored more than 25% of Czech publications in the period 1992–2019 and is considered one of the most productive authors on the topic of brownfields (Lin

Pagination not final (cite DOI) / Pagination provisoire (citer le DOI)

Jacek et al.

5

Fig. 2. Evolution of the use of the term "brownfield" in the scientific literature. Bibliographical analysis of the term "brownfield" in the Web of Science (WOS) core collection between 1975 and 2019 (1804 documents). (a) Temporal evolution of the number and type of publications. Conferences that potentially led to an increase in publications are indicated within a blue box. Pink diamonds indicate the number of countries publishing documents with "brownfield" as a term in the abstract, title, or keywords. (b) Geographic origin of research papers based on the authors' addresses as indicated in the WOS database. For the EU (blue), the hatched portion corresponds to articles originating from UK authors. (c) The evolution of EU, US, and PRC brownfield-related legislation and major programs devoted to brownfield redevelopment. Dotted red lines delimitate the major phases in the use of the term brownfield.



et al. 2019). For the entire research period (1992–2019), Czech Republic (19.3%), Germany (12.2%), Italy (10.8%), Poland (5.3%), and the Netherlands (4.3%) are the top 5 contributors of Brownfield topic research in Europe.

Four major international symposiums during that time can possibly explain the wider diffusion of the use of the term brownfield across Europe. The first international conference on

"Assessment, Rehabilitation and Development of Brownfield Sites", hosted by the Wessex Institute of Technology in Cadiz, Spain, was held in 2002. From this symposium, all proceedings papers were published in books titled "Brownfield Sites". The publication of these proceedings every two years significantly increased the number of publications related to brownfields. In 2002, the proceedings papers issued from the first conference

Published by Canadian Science Publishing

Environ. Rev. Downloaded from cndsciencepub.com by 31.37.28.225 on 11/30/21
For personal use only.

represented almost 40% of all publications having brownfield as a topic. We continue to observe an increase in preceding papers from 2014 to 2017 with around 40–50 preceding papers per year.

The early 2000s was also characterized by the development of multiple European scientific networks centered on brownfield assessment or regeneration. These networks included CABERNET (Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network, 2002–2005). According to [Nathanail et al. \(2007\)](#), the CABERNET project produced four major outcomes, including the creation of conceptual models, a multi-stakeholder approach, recommendations for future research, and the development of related European policies.

In contrast to brownfield management in the United States, the legal approach to brownfield sites in the European Union is indirect. The management of brownfields occurs through legislation related to environmental protection, specifically for water and soil, which obliges member states to ensure the proper management of these sites. An example is the Environmental Liability Directive (ELD, 2004/35/EC), which establishes an environmental responsibility framework using the polluter-payer principle. This directive, applicable to water and biodiversity, can also be applied to soils and therefore has a significant effect on the management of polluted brownfields ([Garcia Burgues 2009](#)). Except for these forms of indirect impacts, brownfield issues remain closely linked to the state level, leading to a limited EU legal jurisdiction. In September 2006, the European Commission proposed an amendment of the ELD portion of the "thematic strategy for soil protection" ([Fig. 2c](#)) ([Vanheusden 2009](#)). Implementation of this directive would have required member states to enact measures to prevent soil pollution by limiting the input of hazardous substances on or into the soil and identify, catalog, and remediate contaminated sites across their territory. Certain countries, including France and Germany, opposed implementing this directive; they emphasized the principle of subsidiarity and the negative impacts of the directive on measures already implemented at the national level ([Desrousseaux and Billet 2016](#); [Vanheusden 2009](#)). This opposition led to a failure in establishing common policies within the European Union. The submission of this amendment was quickly followed by the Environmental Crime Directive ([Fig. 2c](#)), with brownfield sites contamination viewed and treated as a criminal offense ([Vanheusden 2009](#)). The proposed ELD amendment and appearance of the environmental crime directive coincided with a subtle but constant increase of European research in brownfields. We observed a continuous increase in the participation of European countries in brownfield-related research after 2006 ([Fig. 2b](#)).

In the PRC, research on brownfields has only recently been published in English ([Fig. 2b](#)), although Chinese literature related to this issue has existed since 2001. PRC research papers often involve soil pollution-related issues. According to [Li et al. \(2015\)](#), PRC policies toward soil pollution management can be divided into three periods. The initial stage, 1979 to 1982, involved the initial application of the principles of soil protection under the socialist public ownership of land. The middle stage of reform and opening up (1983 to 2003) was a period of prevention and control of soil pollution. The third period, 2004 to the present, involves a policy shift to stronger environmental protection. Some State Council decisions (e.g., Decision on implementing the scientific outlook on development and strengthening environmental protection, December 2005) and national strategic documents (e.g., Eleventh five-year plan for national economic and social development) emphasized the strategic objectives of preventing and controlling soil pollution. These objectives produced some interim measures ([Fig. 2c](#)), which have, since 2014, led to a systematic compilation of laws related to contaminated lands by the Ministry of Ecology and Environment ([Fig. 2c](#)). The beginning of this third period coincided with the appearance of Chinese authors in the international scientific bibliography ([Fig. 2b](#)) and the publication of multiple legal documents ([Fig. 2c](#)). The

explosion of the number of published administrative, legal, and technical documents during this period is described in [Li et al. \(2015\)](#). The most relevant or effective measures and laws are presented in [Fig. 2c](#). However, although the term brownfield is currently used within the Chinese academic community, this term has yet to appear in the relevant legal texts at the national level, which preferentially use the term "contaminated sites" (A. Grigorovschi and L. Fan, personal communication).

Except for Canada, US, the PRC and Europe, the most contributing countries in "others" category were Australia (34.5%) and Japan (11.5%). In 2019, Australia represented 51.8% of all "others publications" and 10.8% of total world publications.

3.1.3. Current and potential future use of the term brownfield

Since 2014, the term brownfield has become the reference term in articles dealing with industrial site redevelopment. The number of publications per year has stabilized over the past five years to around 150 publications per year. Nonetheless, a five-year period is insufficient to conclude a true stabilization of the number of scientific publications. Future studies on brownfields are required to maintain this stable level of publications. It is quite likely that authors from non-traditionally publishing countries will begin producing brownfield research in the near future as the number of the publications from outside the US, PRC, and European countries increases ([Fig. 2b](#)). Deindustrialization processes, which lead to the creation of brownfield sites, began in the US in the late 1960s, followed soon after by European countries in the 1970s ([Rowthorn et al. 1997](#); [Adams et al. 2010](#)). This pattern was observed in Asian countries in the late 1980s, which can explain the delayed appearance of the PRC in brownfield research ([Fig. 2b](#)). In the near future, contributions of countries facing a post-industrial society will therefore likely increase.

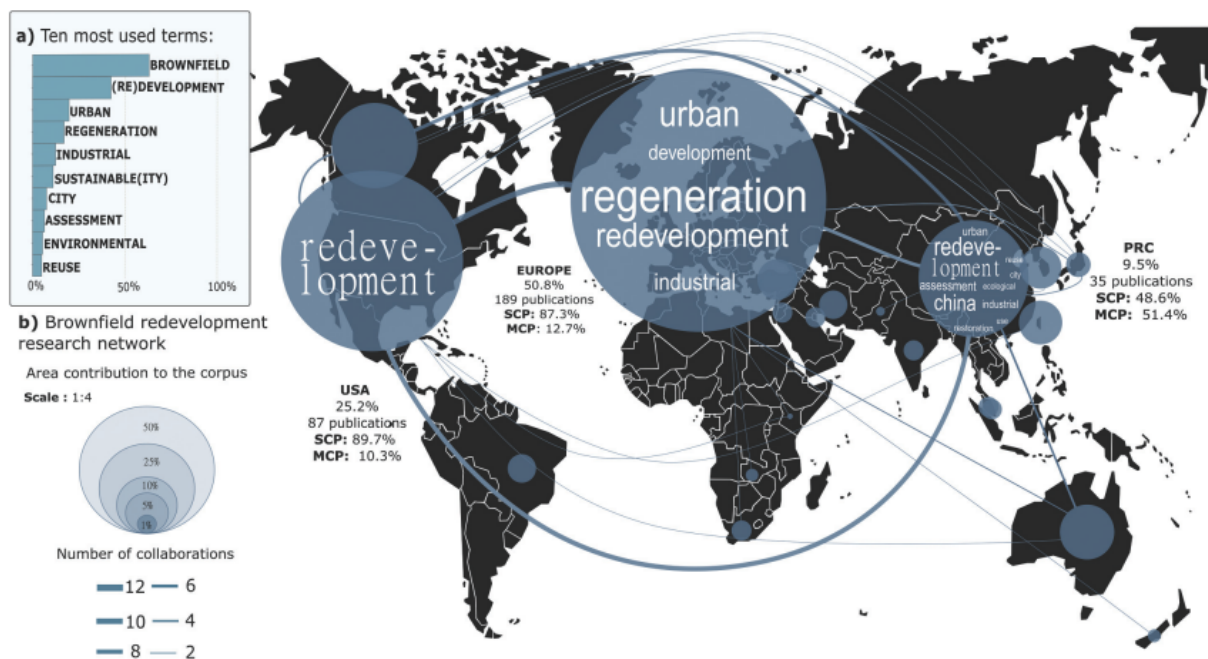
3.2. Brownfield regeneration as a research field

An advanced search of the WOS database returned 382 publications dealing with at least one or multiple aspects of brownfield redevelopment. An analysis of the ten most used words in titles showed that the term "brownfield" was present in more than 63% of these papers and was often directly associated with the notion of regeneration, redevelopment, and derived adjectives (44% of cases; [Fig. 3a](#)). Thus, of all terms used in our research (wasteland, industrial sites, etc.), "brownfield" is the most commonly used and is often related to the concept of site redevelopment. The fact that these sites represent potential opportunities for sustainable urban development ([Dorsey 2003](#)) is also reflected in the obtained results; the terms "urban", "city", "environmental", and "sustainable" represent four of the ten most used terms in the publication titles. The presence in many titles of terms such as "urban" or "city" clearly shows that the theme of brownfield regeneration is intricately linked to urban planning ([Fig. 3a](#)).

The strong occurrence of terms from the lexical field of sustainable development, such as "environmental" and "sustainable" ([Fig. 3a](#)), supports the integration of brownfield redevelopment into the objective of sustainable urban development and of all the ecological, economic, and also social issues that arise with the redevelopment of these sites.

Half of all global contributions originated from authors of the European Union and proximal countries (51%; [Fig. 3b](#)), followed by US (25%) and PRC authors (approximately 10%). These results are consistent with the result observed by [Lin et al. \(2019\)](#). We observed that collaborations among regions were quite limited and that most collaborations occurred among the five former industrial areas (Europe, PRC, US, Canada, and Australia) and never exceeded 11 multiple-country publications (MCP) (Europe-US). European and American authors published mainly with authors from the same country (84%–87% single-country publications). The results are similar for members of the European Union

Fig. 3. Global perception and collaborations in brownfield regeneration research. (a) Ten most used words in publication titles present in the Corpus 2. (b) Map showing collaborations and terms associated with brownfield redevelopment for the period 1975–2019. Circle size on the countries–regions is proportional to their authors' contribution to the published corpus. We merged European countries into a single entity. Blue lines represent collaborations among researchers in these countries. Line width increases with greater a collaboration in publications. Word cloud analysis was performed on publication titles, and terms present in less than 10% of the titles were removed. The term brownfield was also removed for clarity. MCP: multiple-country publications; SCP: single-country publications. Base map image adapted from MacDonald (2009) and modified on Inkscape software (Inkscape Project 2020).



(15.8% multiple-country publications). In contrast, Chinese authors seek foreign collaborations, with more than 51% of PRC publications involving multiple countries. We hypothesize that this statistic could be explained by Chinese legislation related to brownfield assessment and redevelopment being relatively recent compared with established American and European research.

Regardless of the region, the terms brownfield and redevelopment represented the most commonly used terms. However, regions differed in their use of associated terms (Fig. 3b). For example, in the US, "brownfield" and "redevelopment" are strongly present in publication title and have thus become the two key terms in this field. This homogenization of terminology is also observed in Europe, but to a lesser extent and more around the term "regeneration" than "redevelopment". Linguistic differences may explain the limited intercontinental collaborations in this research field. Silverthorne (2006) relied on a literature review to illustrate that definitions of regeneration success were strongly influenced by local values, which differ among countries, stakeholders, and projects. One clear example is the use of the word "regeneration" by European researchers versus "redevelopment" as preferred elsewhere (Fig. 3a). The term "regeneration" corresponds to an approach that does not exclude the possible reuse of old infrastructure (Nathanail 2011), taking into account the past cultural and historical influence of some of these reclaimed sites. Redevelopment, a term used in other regions, involves the creation of entirely new landscapes (Nathanail 2011). Adams et al. (2010) highlighted specific differences between English (UK) and US perceptions of brownfield redevelopment. English brownfields are viewed as real opportunities for housing creation and greenfield preservation in urban areas. In contrast, redevelopment of brown-

field sites in the US is viewed commonly through a desire for economic improvement and greenfield consumption remains more attractive than brownfield redevelopment for residential use in the US (Adams et al. 2010).

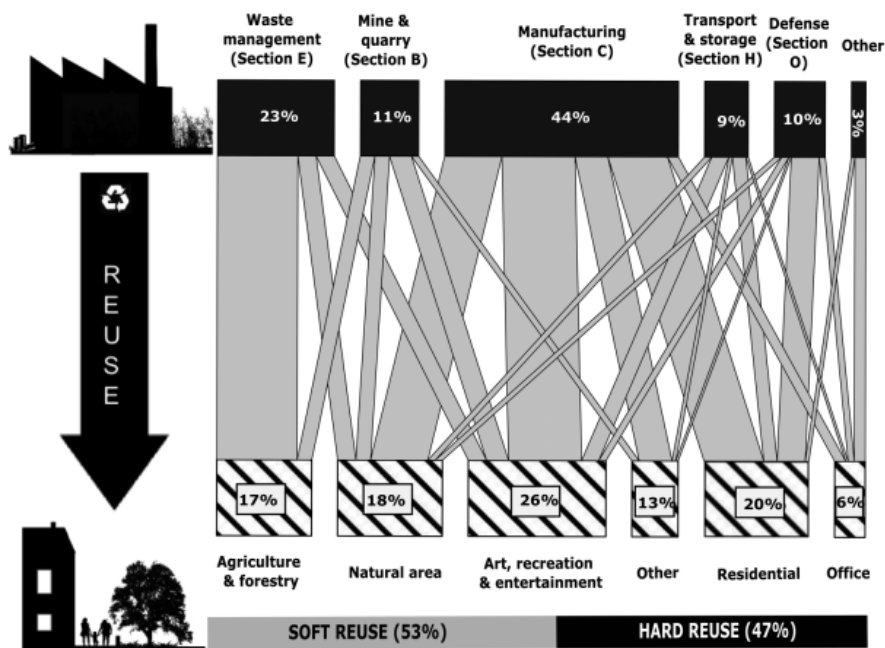
The homogenization of the vocabulary is not yet observable in the PRC, and other terms can be associated with the redevelopment of wastelands such as "reuse", "restoration", or "ecological" (Fig. 3b). The last two terms reflect the importance of integrating biodiversity and a sustainable approach in redevelopment project in PRC.

3.3. Brownfields: from past uses to future reuse

Most brownfields are, according to ISIC classification, former manufacturing sites (Section C; chemical industry, metal product manufacturing, or textiles). In our corpus, more than 44% of all the 78 examples describe were former manufacturing sites. This category is followed by former waste management (23%), mine and quarry (11%), military (10%), and transport and storage (9%) sites. Of the sites discussed in the corpus, 26.5% were transformed into recreational areas, such as art districts, greenspaces, and parks. Twenty percent of the detailed projects involved creating residential, 18% natural areas, and 17% were transformed into agricultural or forestry use (Fig. 4). As well, 35% of the publications presented projects having more than one category of post-transformation use.

Soft reuse is defined as "an intended temporary or final reuses of brownfield sites which are not based on built constructions or infrastructure" (Bardos et al. 2016). This form represents more than half (53%) of the reuse in the study cases from the scientific literature. This form of reuse could be explained by the change of perception and the general agreement of the positive impact of

Fig. 4. Flux diagram of past use and reuse of brownfields in the scientific corpus. Classification of initial use is based on International Standard Industrial Classification of All Economic Activities (ISIC) sections (United Nations 2008). Black squares (top) represent past uses. Hatched squares (bottom) represent reuses of brownfields. Rectangle size reflects the proportion of this type of redevelopment in the scientific literature. The width of the gray bars is proportional to the percentage of the type of brownfield reuse from an original use section.



brownfield soft reuse on society, the economy, and the environment (Bardos et al. 2016). However, it can also be explained by a greater number of research projects studying reuse as green-space, thereby leading to an overrepresentation of this type of site reuse in the scientific literature.

Because of the potential multiple factors affecting brownfield reuse, explaining which factor favors soft or hard reuse of the site can be complex. Osman et al. (2015) showed that in the Czech Republic brownfield characteristics, such as size, transportation availability, typology, and the characteristics of the surrounding area, strongly influence the success of brownfield redevelopment projects. A χ^2 test realized on examples described in Corpus 4 revealed a significant dependence ($P < 0.0001$) between a brownfield's past use and future reuse.

Most former landfills become agricultural zones, with natural or recreation areas as the second-most common reuse (Fig. 4). Most waste management brownfields are transformed into managed forests (e.g., Rawlinson et al. 2004), and when situated near urban areas, into parks and recreational areas (e.g., Klenosky et al. 2017; Li et al. 2019). This pattern is also the case for former mines or quarries, which most often have a soft reuse. Military brownfields are predominantly transformed into residential areas. We did not note any other obvious trends in reuse for the other brownfield types (Fig. 4).

Other factors than past use can also affect brownfield reuse (Fig. 5). Soft reuse is more frequent after mine and quarry or waste management uses, especially in rural contexts. Urban sites present are more commonly associated with hard reuse projects (Fig. 5). Recreational sites that could be defined as hard (such as a museum) or soft reuse (e.g., parks) are located in the buffer zone between hard and soft reuse sites (Fig. 5).

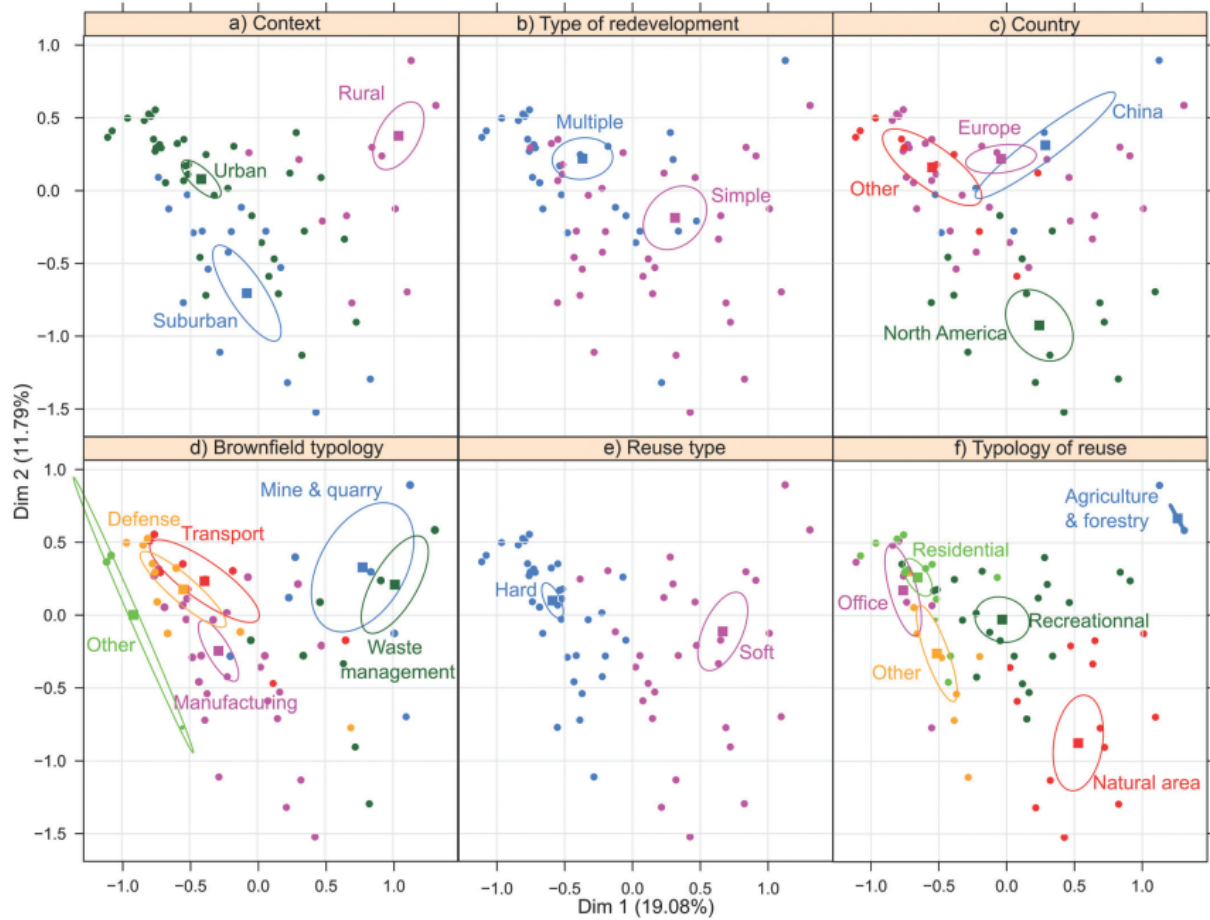
Redevelopment into natural areas occurs mainly in suburban and rural areas, independent of past use (Figs. 5a, 5d, 5f); this is particularly true for North American sites. Only the North

American publications, whose case studies are mainly concerned with the creation of natural areas, stand out from the other locations. No geographical distinction among the PRC, Europe, or other countries seems to be observable in the type of reuse of brownfields. Furthermore, American brownfields are less commonly multi-type, usually targeted for a single type of redevelopment.

The significant correlation observed between past use and future reuse seems to be more strongly correlated their development of mine, quarry, and waste management brownfields. It seems that the redevelopment of other brownfields categories, more often localized in urban context, is less depending on their past use (Fig. 5). We could thus emphasize that former uses (and potential pollution) are not important factors in the type of reuse of brownfield sites. Reuse is mainly dictated by the actual need for a specific land use and by brownfield surrounding context. Indeed, the success and type of redevelopment depends on social factors. The integration and participation of the local community and the consideration of their needs both in the choice of remediation methods and in the setting of the final objective is crucial to ensure the long-term success of these projects (Ferreira et al. 2020; Loures and Crawford 2008; Loures et al. 2016).

Variations in the type of reuse has also been observed over time. However, these variations have only been observed on European brownfields. In PRC, the creation of recreational (parks, sports grounds, etc.) and agricultural areas is the main focus. The same is true in North America, where the creation of either natural areas or recreational areas (Fig. 5) dominates, regardless of the period. In Europe, most of the cases of industrial site redevelopment described before 1995 concerned former landfill sites, and their objective was the creation of exploitable forests. Between 2001 and 2011, we observed that the creation of residential and office areas corresponds to more than 50% of the cases.

Fig. 5. Multiple component analysis of brownfield characteristics that could potentially affect their type of reuse. For each factorial map, dots of the same color are part of a same characteristic. Squares represent the barycenter of each projected characteristic.



However, before 2001 and after 2011, there is a renewed interest in redevelopment in recreational and natural areas. These results should be taken with caution, as the date of implementation of these projects is often unclear or missing and the cases described represent only few of the projects carried out. Moreover, the importance of residential and office projects is often the result of one or more publications describing a set of case studies. Except for a few specific years (2007, 2013, and 2018), it is mainly the creation of recreational areas that are studied, followed by natural and pseudo-natural areas. Further research is needed to fully understand the impact of specific time periods and context on the variation in redevelopment orientation of brownfields.

Research related to brownfields redevelopment has grown significantly in recent decades. Nevertheless, many gaps remain in our understanding of the underlying social and technical factors that influence their reuse. For example, more than a third of the cases presented were redevelopments with multiple reuses. In addition, Loures et al. (2016) showed that the local community strongly favors the multifunctional area. However, little is known about the factors that influence mixed reuse of a brownfield site, the predominant development types, or the factors that explain the different typological associations.

We also noticed that future site redevelopment appears to be tied to local context and demands. However, to date, little research

has focused on the impact of social factors such as local community needs or their participatory integration into the project on the type and success of redevelopment (Loures and Crawford 2008). A better understanding of these redevelopment associations could help optimize redevelopment projects. However, despite the demand, there is a marked lack of feedback related to the evaluation of medium- and long-term success and social, ecological, and sustainability issues.

4. Conclusion

The desire for urban renewal and the integration of sustainable measures have led to an expansion of research on brownfields. Popularized in the late 1990s and accompanied by an increase in available data, brownfields remain an active area of research, particularly in Europe, where 51% of the articles published in 2019 originated. Despite this constant increase in publication in multiple countries the research remains often concentrated at the local and national scales. The maximum international collaborations number counted was 11 and was observed between authors from US and Europe. The redevelopment of these sites requires a particular expertise limiting the number of companies that can carry them out to often large national and international groups. We can then expect that even if a limited number of international collaborations are observed in the scientific

literature, it is not impossible that a more important collaboration rate could be observed in the technical or grey literature.

Most used terms analysis confirmed that brownfields and their redevelopment are important components of a sustainable development approach (Dorsey 2003; De Sousa, 2008) and urban planning. They allow for the integration of ecosystem services and a reconnection with nature in urban and peri-urban environments (e.g., De Valck et al. 2019; De Sousa 2003). However, the lack of a common definition (e.g., Alker et al. 2000) and differences in urbanization pressure leads to disparities in the perception of brownfield sites and their management (e.g., Adams et al. 2010). These sites often require a solid legal basis for their redevelopment. Yet, with the exception of the United States, these sites are often addressed indirectly through the prism of polluted sites and soils and environmental liability.

We have highlighted that in the existing scientific literature, except for a few special cases such as mines and gravel pits, which present a soft reuse in 75% of the cases, the past use of these brownfields does not represent a determining factor of the type of redevelopment. The context in which these wastelands are found in terms of the level of urbanization appears to be more important. This confirms the observations of Loures and Vaz (2018) on the importance of understanding that not all brownfields are equal and that a more contextual approach is needed. However, we observed a clear link between brownfield redevelopment into natural area and location with more than 53% of described redevelopment into natural and semi-natural areas observed in North America.

Furthermore, the question of brownfields redevelopment should be more crucial in the very next future, since the COVID-19 crisis emphasized the demand for green spaces and more sustainable urban planning to improve the health and well-being of urban populations (Venter et al. 2020; Ugolini et al. 2020; Kleinschroth and Kowarik 2020; Soga et al. 2021). Green spaces have been recognized as having a positive impact on mental health (Soga et al. 2021) or even in facilitating social distancing (Venter et al. 2020). Furthermore, von Hertzen et al. (2011) have shown a link between health problems, especially inflammatory diseases, and limited biodiversity exposure of children. Greening of urban derelict spaces and creation of natural area on brownfield could increase biodiversity in urban area and so have potential positive impact. We assume that with the opportunity they represent, the soft reuse of brownfields and the policies and legislation related to their redevelopment will increase in the coming years. Analyses of the impact of recent events such as COVID-19 on urban planning and in particular on the policies and typology of brownfield redevelopment will be necessary in the future.

Contributors' statement

G. Jacek: conceptualization, methodology, formal analysis, investigation, writing — original draft; visualization. A. Rozan: conceptualization, methodology, validation, writing — review and editing. M. Desrousseaux: validation, writing — review and editing. I. Combroux: conceptualization, methodology, validation, writing — review and editing.

Competing interests

The authors declare there are no competing interests.

Acknowledgements

This research, part of the SEFIRR project, was supported by the French agency for ecological transition (ADEME) (grant No. 1972C0009) and BF2 Rhein Park.

References

- Adams, D., De Sousa, C., and Tiesdell, S. 2010. Brownfield development: a comparison of North American and British approaches. *Urban Stud.* 47(1): 75–104. doi:10.1177/0042098009346868.
- Alker, S., Joy, V., Roberts, P., and Smith, N. 2000. The definition of brownfield. *J. Environ. Plan. Manage.* 43(1): 49–69. doi:10.1080/09640560010766.
- Andre, M., Mahy, G., Lejeune, P., and Bogaert, J. 2014. Vers une synthèse de la conception et une définition des zones dans le gradient urbain-rural. *Biotechnol. Agrono. Soc. Environ.* 18(1): 61–74. Available from <https://orbi.uliege.be/handle/2268/161968> [Accessed 26 August 2020].
- Aria, M., and Cuccurullo, C. 2017. bibliometrix: an R-tool for comprehensive science mapping analysis. *J. Informetr.* 11(4): 959–975. doi:10.1016/j.joi.2017.08.007.
- Bardos, R.P., Jones, S., Stephenson, I., Menger, P., Beumer, V., Neonato, F., et al. 2016. Optimising value from the soft re-use of brownfield sites. *Sci. Total Environ.* 563–564: 769–782. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.002. PMID: 26746674.
- Boeuf, B., and Fritsch, O. 2016. Studying the implementation of the water framework directive in Europe: a meta-analysis of 89 journal articles. *Ecol. Soc.* 21(2): 19. doi:10.5751/ES-08411-210219.
- Brundtland, G.H., and World Commission on Environment and Development (Editors). 1991. Our common future. In 13. impr. University Press, Oxford.
- Dehoorne, O. 2016. Brownfields, friches urbaines et recompositions territoriales. Publibook Editions, Paris.
- De Sousa, C.A. 2003. Turning brownfields into green space in the City of Toronto. *Landscape Urban Plan.* 62(4): 181–198. doi:10.1016/S0169-2046(02)00149-4.
- De Sousa, C. 2005. Policy performance and brownfield redevelopment in Milwaukee, Wisconsin. *Prof. Geogr.* 57(2): 312–327. doi:10.1111/j.0033-0124.2005.00480.x.
- De Sousa, C.A. 2008. Brownfields redevelopment and the quest for sustainability. Elsevier, Oxford. Available from <http://site.ebrary.com/id/10310687> [Accessed 7 December 2020].
- Desrousseaux, M., and Billet, P. 2016. La protection juridique de la qualité des sols. LGDJ-Lextenso, Issy-les-Moulineaux.
- De Valck, J., Beames, A., Liekens, I., Bettens, M., Seuntjens, P., and Broeckx, S. 2019. Valuing urban ecosystem services in sustainable brownfield redevelopment. *Ecosyst. Serv.* 35: 139–149. doi:10.1016/j.ecoser.2018.12.006.
- Dormann, C., Gruber, B., and Fruend, J. 2008. Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *R News*, 8(2): 8–11.
- Dorsey, J.W. 2003. Brownfields and greenfields: the intersection of sustainable development and environmental stewardship. *Environ. Pract.* 5(1): 69–76. doi:10.1017/S1466046603030187.
- Fellows, I. 2018. Package 'wordcloud'. Available from <https://cran.r-project.org/web/packages/wordcloud/wordcloud.pdf> [Accessed 26 August 2020].
- Ferreira, V., Barreira, A.P., Loures, L., Antunes, D., and Panagopoulos, T. 2020. Stakeholders' engagement on nature-based solutions: a systematic literature review. *Sustainability*, 12: 640. doi:10.3390/su12020640.
- Frantál, B., Kunc, J., Klusáček, P., and Martinát, S. 2015. Assessing success factors of brownfields regeneration: international and inter-stakeholder perspective. *Transylv. Rev. Adm. Sci.* 11(44): 91–107.
- Gallagher, D.R., and Jackson, S.E. 2008. Promoting community involvement at brownfields sites in socio-economically disadvantaged neighbourhoods. *J. Environ. Plann. Manage.* 51(5): 615–630. doi:10.1080/09640560802210971.
- García Burgues, J. 2009. La directive 2004/35. *Rev. jur. Environ.* 34(1): 65–67. doi:10.3406/rjenv.2009.4810.
- Green, B. 2016. The costs and risks of brownfield redevelopment versus greenfield development: a private sector perspective on the effectiveness of community incentive packages. A case study of Waterloo, Ontario. Available from <https://digital.library.ryerson.ca/islandora/object/RULA%3A5831> [Accessed 26 August 2020].
- Greenberg, M., Craighill, P., Mayer, H., Zukin, C., and Wells, J. 2001. Brownfield redevelopment and affordable housing: a case study of New Jersey. *Hous. Policy Debate*, 12(3): 515–540. doi:10.1080/10511482.2001.9521417.
- Grimski, D., and Ferber, U. 2001. Urban brownfields in Europe. *Land Contam. Reclam.* 9(1): 143–148.
- Hird, J.A. 1993. Environmental policy and equity: the case of superfund. *J. Policy Anal. Manage.* 12(2): 323–343. doi:10.2307/3325238.
- HOMBRE. 2014. HOMBRE's role in brownfields management and avoidance urban land management 2065. Holistic Management of Brownfield Regeneration (HOMBRE). Available from http://www.zerobrownfields.eu/quicklinks/HOMBRE_Broschure_2014_FINAL.pdf.
- Inkscape Project. 2020. Inkscape. Available from <https://inkscape.org>.
- Jandl, M. 2017. Towards the monitoring of Goal 16 of the United Nations' Sustainable Development Goals (SDGs): a study of the selection, rationale and validity of indicators with suggestions for further improvement. UN Sabbatical Leave Research Report. Available from <https://hr.un.org/sites/hr.un.org/files/editors/u604/Towards%20the%20monitoring%20of%20Goal%2016%20of%20the%20SDG.pdf>.
- Jones, R.A., and Welsh, W.F. 2010. Michigan Brownfield Redevelopment Innovation: two decades of success. Department of Geography and Geology, Eastern Michigan University, Ypsilanti, Mich. Available from <https://www.michiganseagrant.org/wp-content/uploads/2018/08/10-201-EMU-Final-Report.pdf> [Accessed 26 August 2020].

- Kenworthy, J.R. 2006. The eco-city: ten key transport and planning dimensions for sustainable city development. *Environ. Urban.* **18**(1): 67–85. doi:10.1177/0956247806063947.
- Khan, M.A. 1995. Sustainable development: The key concepts, issues and implications. Keynote paper given at the international sustainable development research conference, 27–29 March 1995, Manchester, UK. *Sustain. Dev.* **3**: 63–69. doi:10.1002/sd.3460030203.
- Kleinschroth, F., and Kowarik, I. 2020. COVID-19 crisis demonstrates the urgent need for urban greenspaces. *Front. Ecol. Environ.* **18**: 318–319. doi:10.1002/fee.2230. PMID:32834788.
- Klenosky, D.B., Snyder, S.A., Vogt, C.A., and Campbell, L.K. 2017. If we transform the landfill, will they come? Predicting visitation to Freshkills Park in New York City. *Landscape Urban Plan.* **167**: 315–324. doi:10.1016/j.landurbplan.2017.07.011.
- Lê, S., Josse, J., and Husson, F. 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *J. Stat. Softw.* **25**(1): 1–18. doi:10.18637/jss.v025.i01.
- Li, X.N., Jiao, W.T., Xiao, R.B., Chen, W.P., and Chang, A.C. 2015. Soil pollution and site remediation policies in China: a review. *Environ. Rev.* **23**(3): 263–274. doi:10.1139/er-2014-0073.
- Li, X., Bardos, P., Cundy, A.B., Harder, M.K., Doick, K.J., Norrman, J., et al. 2019. Using a conceptual site model for assessing the sustainability of brownfield regeneration for a soft reuse: a case study of Port Sunlight River Park (UK). *Sci. Total Environ.* **652**: 810–821. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.278. PMID:30380488.
- Limasset, E., Pizzol, L., Merly, C., Gatchett, A.M., Le Guern, C., Martinát, S., et al. 2018. Points of attention in designing tools for regional brownfield prioritization. *Sci. Total Environ.* **622–623**: 997–1008. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.168. PMID:29227948.
- Lin, H., Zhu, Y., Ahmad, N., and Han, Q. 2019. A scientometric analysis and visualization of global research on brownfields. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **26**(17): 17666–17684. doi:10.1007/s11356-019-05149-3. PMID:31028623.
- Loures, L. 2015. Post-industrial landscapes as drivers for urban redevelopment: public versus expert perspectives towards the benefits and barriers of the reuse of post-industrial sites in urban areas. *Habitat Int.* **45**: 72–81. doi:10.1016/j.habitatint.2014.06.028.
- Loures, L., and Crawford, P. 2008. Democracy in progress: using public participation in post-industrial landscape (re)-development. *WSEAS Trans. Environ. Dev.* **4**: 794–803.
- Loures, L., and Vaz, E. 2018. Exploring expert perception towards brownfield redevelopment benefits according to their typology. *Habitat Int.* **72**: 66–76. doi:10.1016/j.habitatint.2016.11.003.
- Loures, L., Panagopoulos, T., and Burley, J.B. 2016. Assessing user preferences on post-industrial redevelopment. *Environ. Plan. B Plan. Des.* **43**: 871–892. doi:10.1177/0265813515599981.
- MacDonald, A. 2009. World map – low resolution.svg. Wikimedia commons. CC BY-SA 3.0. Available from https://fr.wikipedia.org/wiki/Fichier:World_map_-_low_resolution.svg# [Accessed on 2 May 2021].
- Meyer, P.B. 2004. Review of brownfield sites: assessment, rehabilitation and development. *Town Plan. Rev.* **75**(1): 124–126. Available from <https://www.jstor.org/stable/40112593>.
- Nathanail, P. 2011. Sustainable brownfield regeneration. In *Dealing with Contaminated Sites: From Theory towards Practical Application*. Edited by F.A. Swartjes. Springer Netherlands, Dordrecht. pp. 1079–1104. doi:10.1007/978-90-481-9757-6_25.
- Nathanail, P., Millar, K., Grimski, D., and Ferber, U. 2007. Key findings from CABERNET—Europe's sustainable brownfield regeneration network'. In *Proceedings of the 2nd International Conference on Managing Urban Land*. Stuttgart, Germany, 25–27 April 2007. REVIT & CABERNET. pp. 59–64. ISBN: 9783934409334.
- NSCEP. 2006. Brownfields program achievements linked to early success. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP), US Environmental Protection Agency (US EPA), Washington, D.C. Available from <https://nepis.epa.gov/ExecZyPURL.cgi?Dockkey=P100829D.TXT> [Accessed 7 December 2020].
- Oliver, L., Ferber, U., Grimski, D., Millar, K., and Nathanail, P. 2005. The scale and nature of European brownfield. Available from https://www.academia.edu/21010808/The_Scale_and_Nature_of_European_Brownfield [Accessed 15 January 2021].
- Osman, R., Frantál, B., Klusáček, P., Kunc, J., and Martinát, S. 2015. Factors affecting brownfield regeneration in post-socialist space: the case of the Czech Republic. *Land Use Policy.* **48**: 309–316. doi:10.1016/j.landusepol.2015.06.003.
- Petrová, Š., Rezek, J., Soudek, P., and Vaněk, T. 2017. Preliminary study of phytoremediation of brownfield soil contaminated by PAHs. *Sci. Total Environ.* **599–600**: 572–580. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.04.163. PMID:28494283.
- POST. 1998. Brown and pleasant land; POST report summary, 117. Parliamentary Office of Science and Technology (POST). Available from <https://post.parliament.uk/research-briefings/post-pn-117/> [Accessed 26 August 2020].
- Rawlinson, B., Dickinson, N., Nolan, P., and Putwain, P. 2004. Woodland establishment on closed old-style landfill sites in N.W. England. *For. Ecol. Manage.* **202**(1–3): 265–280. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.034.
- Reisch, M.E.A., and Bearden, D.M. 2003. Superfund and the brownfields issue. Novinka Books, New York.
- Rowthorn, B., Ramaswamy, R., and Wilson, N. 1997. Deindustrialization, its causes and implications. International Monetary Fund, Washington, D.C. ISBN 1-55775-643-0.
- RStudio Team. 2020. RStudio: integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, Mass. Available from <http://www.rstudio.com/>.
- Silverthorne, T. 2006. What constitutes success in brownfield redevelopment? A review. In *Brownfields III: Prevention, Assessment, Rehabilitation and Development of Brownfield Sites*. WIT Press, Tallin, Estonia. pp. 39–49. doi:10.2495/BF060051.
- Smay, E.E., and DeWitt, D.K. 1998. Learning from our mistakes: brownfields redevelopment. Edited by C. Stern and C. Volz. Wiley Environmental Law Update, Wiley, New York. pp. 267–288.
- Soga, M., Evans, M.J., Tsuchiya, K., and Fukano, Y. 2021. A room with a green view: the importance of nearby nature for mental health during the COVID-19 pandemic. *Ecol. Appl.* **31**: e2248. doi:10.1002/eap.2248. PMID:33205530.
- Song, Y., Kirkwood, N., Maksimović, Č., Zheng, X., O'Connor, D., Jin, Y., and Hou, D. 2019. Nature based solutions for contaminated land remediation and brownfield redevelopment in cities: a review. *Sci. Total Environ.* **663**: 568–579. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.347. PMID:30726765.
- Thornton, G., Franz, M., Edwards, D., Pahlen, G., and Nathanail, P. 2007. The challenge of sustainability: incentives for brownfield regeneration in Europe. *Environ. Sci. Policy.* **10**(2): 116–134. doi:10.1016/j.envsci.2006.08.008.
- Tyman, S.K. 2008. Gunpowder Park: a case study of post-industrial reinhabitation. M.Sc. thesis, University of Oregon. Available from <https://scholarsbank.uoregon.edu/xmlui/handle/1794/8086> [Accessed 26 August 2020].
- Ugolini, F., Massetti, L., Calaza-Martínez, P., Cariñanos, P., Dobbs, C., Ostoić, S.K., et al. 2020. Effects of the COVID-19 pandemic on the use and perceptions of urban green space: an international exploratory study. *Urban For. Urban Green.* **56**: 126888. doi:10.1016/j.ufug.2020.126888. PMID:33100944.
- UN General Assembly. 2014. Report of the Open Working Group of the General Assembly on Sustainable Development Goals. United Nations (UN), Geneva, Switzerland. Available from <https://digitallibrary.un.org/record/784147?ln=fr> [Accessed 15 January 2021].
- United Nations. 2008. International Standard Industrial Classification of all economic activities (ISIC): Revision 4. United Nations, New York.
- US Congress. 2002. The "Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act". Public Law 107-118 (HR 2869). Available from <https://www.congress.gov/107/plaws/publ118/PLAW-107-publ118.pdf> [Accessed 16 December 2020].
- Vanheusden, B. 2009. Recent developments in European policy regarding brownfield remediation. *Environ. Pract.* **11**(4): 256–262. doi:10.1017/S1466046609990202.
- Venter, Z.S., Barton, D.N., Gundersen, V., Figari, H., and Nowell, M. 2020. Urban nature in a time of crisis: recreational use of green space increases during the COVID-19 outbreak in Oslo, Norway. *Environ. Res. Lett.* **15**: 104075. doi:10.1088/1748-9326/abb396.
- von Hertzen, L., Hanski, I., and Haahetela, T. 2011. Natural immunity. *EMBO Rep.* **12**: 1089–1093. doi:10.1038/embor.2011.195. PMID:21979814.

Chapitre 2 : Matériel et méthodes

Il existe une nécessité claire d'améliorer les connaissances sur les potentialités de transfert des concepts de la restauration écologique aux friches industrielles. Cette nécessité est d'autant plus claire pour le transfert in situ des différentes méthodes d'ingénierie écologie visant à la restauration des technosols de friches industrielles. L'introduction a également mis en lumière l'importance de l'intégration des impacts sociaux et économiques dans le cadre de l'évaluation des bénéfices associés à la mise en place de mesures de restauration sur les friches industrielles. Afin de répondre à ces questions, différentes approches ont été appliquées à un cas d'étude concret qui est celui de la mise en place de mesures de compensation sur la friche industrielle de Reichstett.

Ce chapitre a pour objectif de détailler dans un premier temps de manière exhaustive le cas d'étude qui permet de répondre à ces deux problématiques. Cette première partie est suivie du protocole utilisé dans le cadre du test du transfert des méthodes d'ingénierie pédologique aux technosols de friches industrielles. Les adaptations de la méthodes aHEP sont quant à elles détaillées dans le chapitre 4.

1) La friche de la raffinerie pétrolière de Reichstett

1.1) Localisation et contexte paysager

Le site de la raffinerie pétrolière de Reichstett est localisé environ 10 km au nord de Strasbourg (Alsace, France) et à moins de 5km du Rhin sur les bans communaux des villes de Vendenheim et Reichstett (48°39'38.4"N 7°46'18.8"E) (Fig.14a et b). Avant son redéveloppement, débuté en 2016, le site comportait 195 hectares d'installations industrielles en friches dont 110 hectares ont été préservés et réhabilités pour le stockage de produits pétroliers par la société Wagram terminal (Fig. 14c). Les 95 hectares restants ont été redéveloppés en un parc d'activité incluant la création d'une zone humide de compensation de 10 hectares et correspondent au site d'étude abordé dans cette thèse (Fig.14c). En parallèle les terrains acquis au début des années 60 par la Compagnie Rhénane de raffinage, alors propriétaire de la raffinerie, incluaient également 2 zones agricoles d'un total d'environ 278 hectares situées à l'Est et l'Ouest de la raffinerie et une ancienne réserve naturelle volontaire gérée par le CSA de 144 hectares (Fig. 14c).

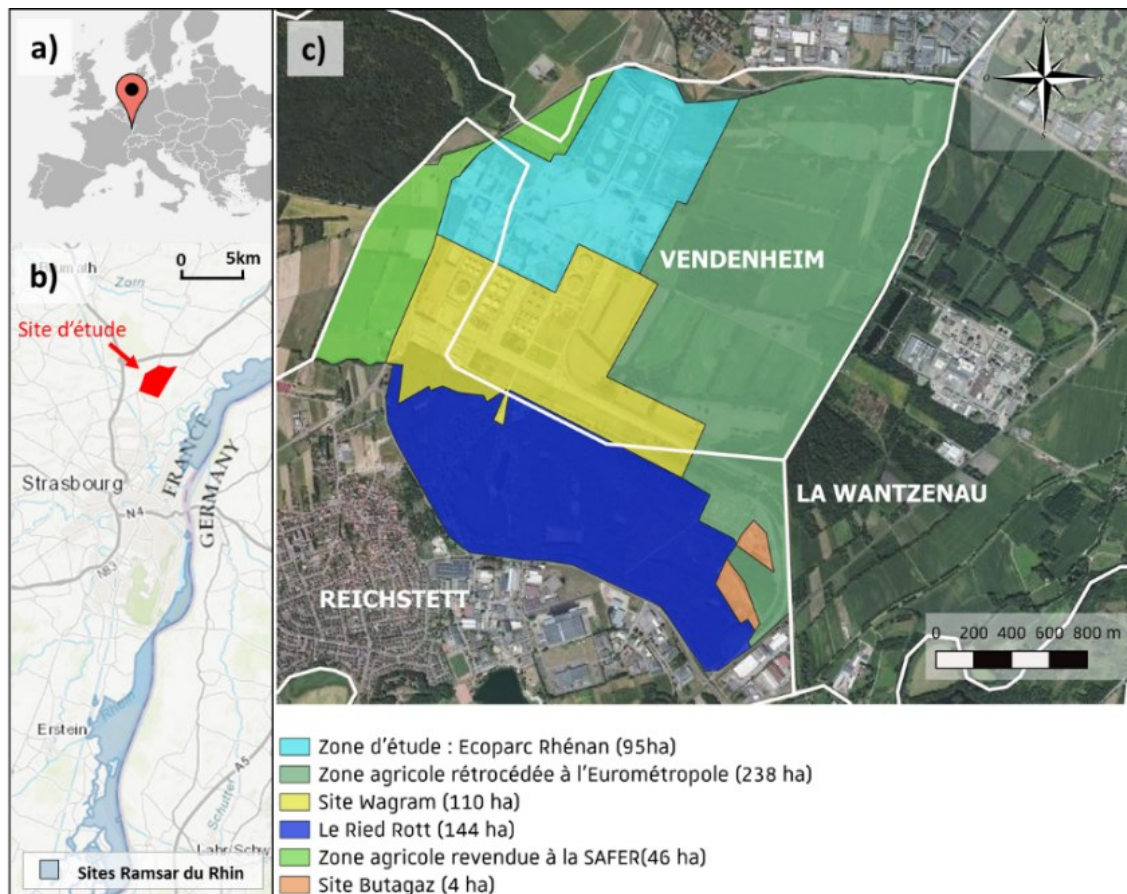


Figure 14 : Localisation et zonage des anciens terrains appartenant à la raffinerie pétrolière de Reichstett

a) Localisation du site de Reichstett **b)** Localisation du site par rapport au Rhin et sites Ramsar qui lui sont associés **c)** Délimitation et zonage des différentes parcelles des terrains de l'ancienne raffinerie pétrolière de Reichstett. Les lignes blanches correspondent aux limites communales présentes sur et autour du site. Fonds cartographiques : Géoportail 2021, Sources : Oréade brèche, 2015 et Strasbourg.eu, 2018).

D'un point de vue paysager, le site est inclus dans la limite sud du Ried Nord alsacien ou petit Ried (Fig. 15a). Le terme Ried est dérivé de l'allemandique « Rieth » signifiant roseaux et correspond aux régions inondables (ou anciennement inondables) de la plaine du Rhin caractérisées par un sol très hydromorphe à gley organique formé des alluvions rhénans (Kremer *et al.*, 1978). Le petit Ried s'étend du nord de Strasbourg jusqu'au nord de l'Alsace (Fig.15a) et est caractérisé par un sol argilo-limono-sableux de couleur brun noir riche en matière organique. Il présente des traces d'hydromorphie importantes et est souvent inondé par des remontées de la nappe phréatique rhénane au printemps et en hiver (Party et Muller, 2005). Cette forte hydromorphie locale s'observe également au niveau des habitats environnants le site avec la présence d'un dense maillage de zones humides en plus ou moins bon état de conservation. Des traces de paléochenaux peuvent être observées à partir de photographies aériennes dans la partie agricole à l'Est de la Raffinerie (Fig.15b).

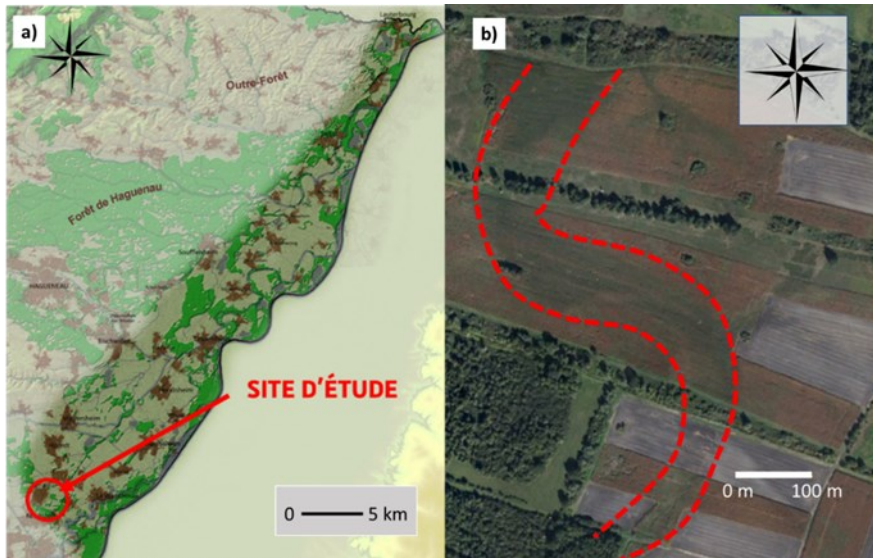


Figure 15 : Localisation du site d'étude dans l'ancienne plaine alluviale rhénane du Ried Nord d'Alsace

a) Délimitation du Ried Nord et localisation du site d'étude (Fond cartographique : Bonneaud, 2015) b) Traces de paléochenaux au niveau des terres agricoles à l'Est de la raffinerie visibles depuis des prises de vue aériennes. (Fond cartographique : Google earth 2012)

Les abords de la raffinerie jouent un rôle primordial dans la trame verte et bleue locale. De nombreux corridors écologiques longent le site et 3 foyers de biodiversité principaux que sont le Ried Rott, la bande rhénane, la vallée de la Zorn se trouvent à proximité du site (Fig. 16).

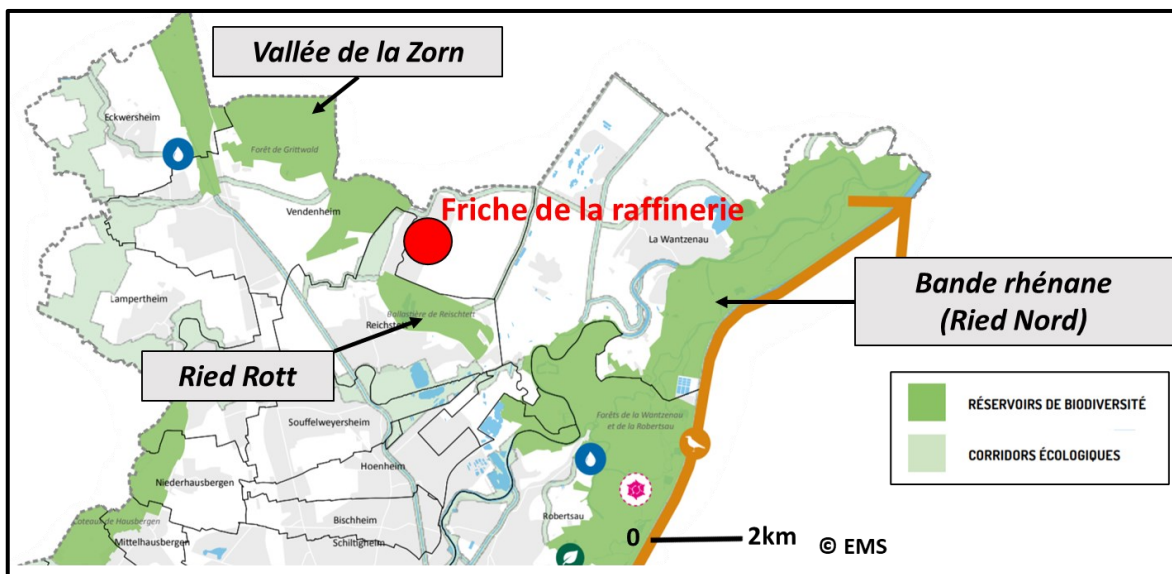


Figure 16 : Localisation de la friche par rapport aux corridors écologiques et réservoirs de biodiversité majeurs situés dans la trame paysagère locale

Les zones vertes correspondent aux réservoirs de biodiversité situés à proximité du site, les traits verts aux principaux corridors écologiques. La flèche orange représente le Rhin et son sens d'écoulement. Le site est localisé par le rond rouge. Source de la cartographie : adaptée de EMS (2017).

La zone agricole à l'Est représente également un corridor majeur identifié dans le schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires ; auquel s'ajoute le corridor formé par les abords du cours d'eau du Neubaechel (Oréade Brèche, 2015).

1.2) Historique

La construction de la raffinerie a débuté en 1961 sur des terrains agricoles fortement marécageux et s'est terminée le 10 octobre 1963 par l'inauguration de la Compagnie Rhénane de Raffinage par Georges Pompidou. Les installations de raffinage et les zones de stockage couvraient alors environ 200 hectares auxquels s'ajoutaient 400 km de pipelines. La compagnie appartient jusqu'en 2007 à différents grands groupes Total, BP, Elf, Mobil et Shell (actionnaire majoritaire). En 2007 le groupe Shell acquiert 100% des parts, mais les revend un an plus tard, en avril 2008, au groupe Suisse Pétroplus.

Durant ses 50 ans d'activité, elle était alimentée par l'oléoduc sud-européen depuis Fos-sur-Mer. La raffinerie produisait alors une large gamme de produits issus de l'industrie pétrolière, allant du bitume au GPL en passant par les produits de l'industrie pétrochimique. Elle concentre cependant sa production sur les carburants. En 2011 après 50 ans de fonctionnement et malgré de nombreuses remodernisations et la construction de nouvelles unités au cours des années 1980-1990, le groupe Pétroplus alors propriétaire du site déclare la fermeture définitive.

L'entreprise Wagram terminal spécialisée dans le stockage et la distribution de produits chimiques et carburants a repris en 2013 environ 110 hectares dans la partie sud du terrain de la raffinerie. Le groupe Rubis déjà présent sur le port de Strasbourg se sert actuellement du site de Reichstett dans le cadre de stockage de produits pétroliers (Fig. 14c). En 2014 la société Brownfields, spécialisée dans l'acquisition et le portage foncier de projets de redéveloppement de friches industrielles et urbaines polluées, acquiert les 477 hectares restants (238 ha de zone agricole à l'Est, 95 hectares de zone bâtie et les 144 hectares du Ried Rott (Fig. 14) pour un euro symbolique afin d'y créer un parc d'activité artisanal appelé Eco parc Rhénan.

Le site de Reichstett a été le premier site en France d'application du principe du tiers demandeur (Jourda, 2020). Le décret d'application n° 2015-1004 du 18 août 2015, paru après l'adoption de la loi ALUR, permet la substitution du tiers demandeur à l'exploitant dans ses responsabilités de remise en état du site au titre de la législation des ICPE (Jourda, 2020). Cela a permis au groupe Brownfields de se substituer au groupe Pétroplus dans la réhabilitation et la dépollution de la raffinerie. La dépollution et démolition du site ont été initialement estimées à plus de 30 millions d'euros et sont accompagnées d'aides financières apportées par l'Eurométropole, la région et l'ADEME. La mise aux normes du site et la création du parc d'activité ont été assurées par l'entreprise BF2-Rheinpark, filiale du groupe Brownfields.

1.3) La mosaïque d'habitats présents sur la friche

Le site d'étude, correspondant aux limites de l'Écoparc Rhéna, est délimité dans sa partie nord et nord-ouest par le cours d'eau du Neubaechel et au sud-ouest par la métropolitaine 37 (en noir Fig. 17). La partie sud est délimitée par le terrain de l'entreprise Wagram et à l'Est par la zone agricole (Fig. 17).

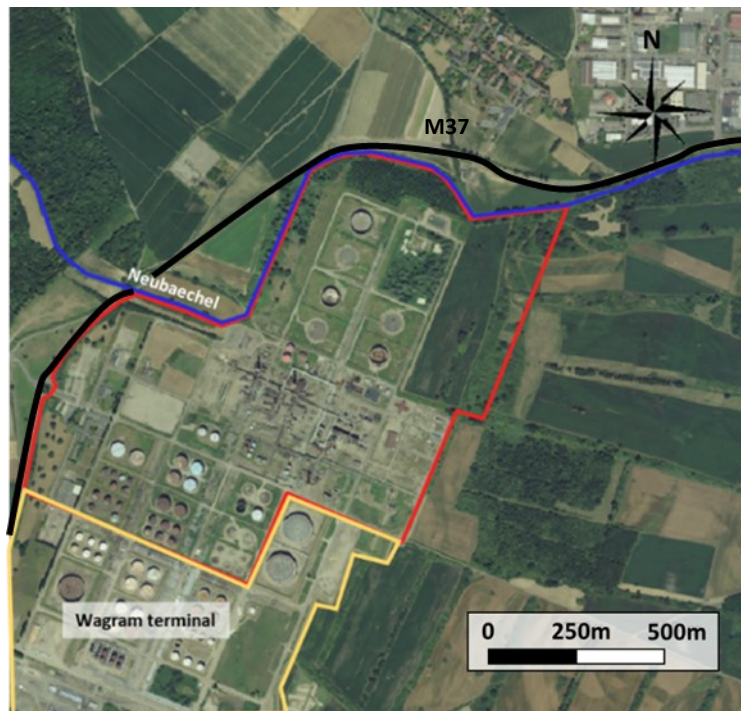


Figure 17 : Délimitations du site d'étude

En noir la métropolitaine 37, en bleu le cours d'eau du Neubaechel, en jaune les délimitations du site Wagram et en rouge celui de l'écoparc (Fond cartographique : Géoportail 2021)

L'étude d'impact environnementale réalisée dans le cadre de la création de l'Écoparc Rhéna en 2015 (Oréade brèche, 2015) a permis de mettre en évidence 29 habitats différents (Fig. 18) sur le site. On retrouve sur le site une hétérogénéité d'habitats et de groupes fonctionnels typiques des friches (espèces rudérales et pionnières) avec la présence de l'ensemble des stades successionnels, du sol nu aux bosquets (Fig. 18 et Fig. 19). L'abondance des cuves et les sols fortement imperméabilisés arborent une végétation clairsemée et formée majoritairement d'espèces rudérales et pionnières (Fig. 19a, Site ancien industriel Fig. 18). Des zones présentant une végétation plus dense et haute se trouvent en périphérie des cuves et au niveau des merlons qui les entourent (Fig.19b). On observe par endroits, une fermeture progressive du milieu avec l'apparition de fourrés composés majoritairement soit du prunellier (*Prunus spinosa* L.) ou d'espèces pionnières des milieux humides comme le saule (*Salix* sp.), le peuplier blanc (*Populus alba*, L.) ou encore le peuplier noir (*Populus nigra*, L.) (Fig 19c).

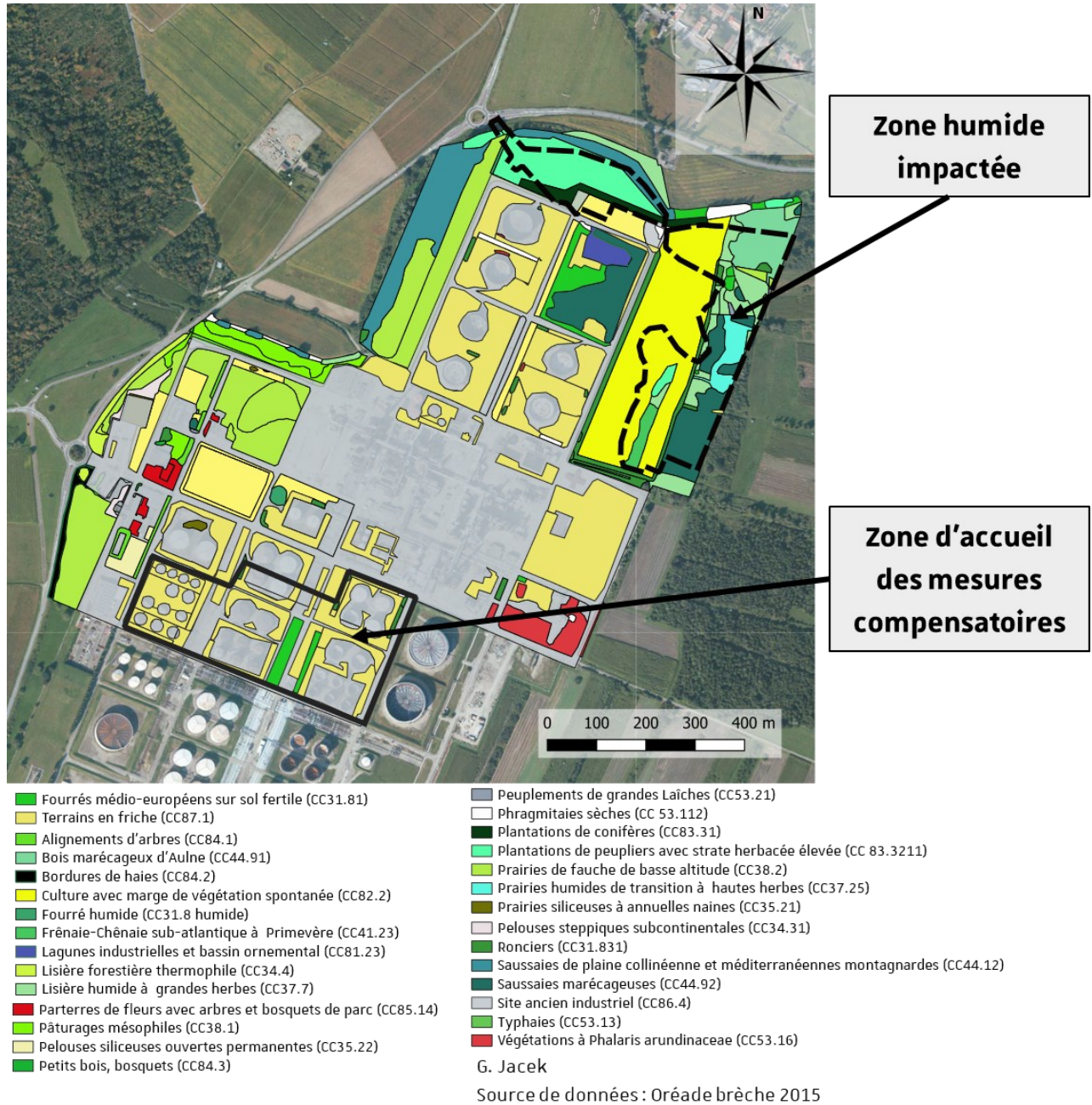


Figure 18 : Cartographie des habitats présents sur la friche industrielle.

En pointillés la zone humide impactée par le redéveloppement de la friche et en traits pleins les délimitations de la zone d'accueil des mesures compensatoires Adaptée d'Oréade Brèche (2015), Classification utilisée Code Corine biotope. Fond de carte EMS 2018.

La friche présente également une densité et une diversité en espèces exotiques envahissantes importante. Le solidage géant (*Solidago gigantea*, Aiton) est fortement présent voir dominant dans la majorité des zones à typologies prairiales et l'arbre aux papillons (*Buddleia davidii*, Franch) typique des terrains vagues est présent en croisement avec des espèces arbustives locales. Cependant certaines zones plus humides permettent l'apparition d'une végétation associée aux milieux humides avec notamment la présence de certaines espèces « lianescentes » typiques de la bande rhénane (*Clematis vitalba* L., *Humulus lupulus* L., *Hedera helix* L.).

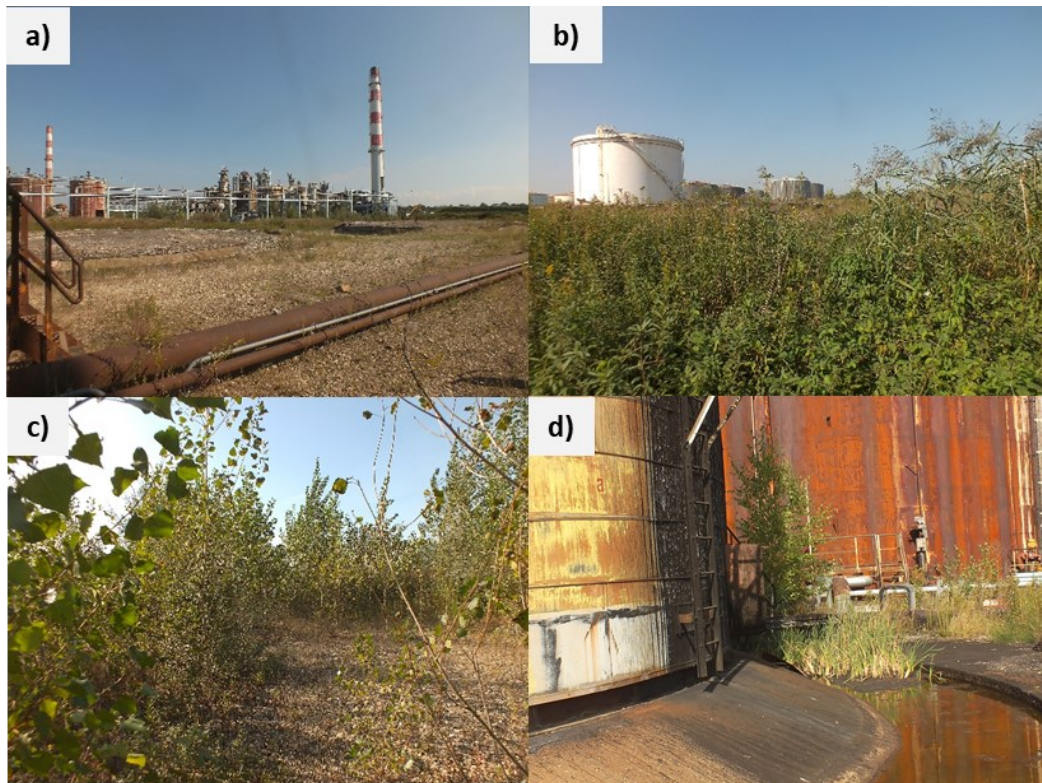


Figure 19 : Photographie des différents stades de végétation observés sur la friche de la raffinerie pétrolière de Reichstett

a) Zone nue peu végétalisée avec des espèces rudérales et pionnières annuelles, **b)** végétation rudérale haute majoritairement composée d'espèces exotiques envahissantes comme *Solidago gigantea* (à gauche), **c)** Zone buissonnante composée majoritairement de *Salix* sp. et *Populus* sp. **d)** *Typha latifolia* poussant dans la zone en eau au pied des cuves. (Photos : G.Jacek, 2016)

On observe également le développement de patches de *Phalaris arundinaceae* L. de petites tailles répartis çà et là sur l'ensemble du site. Quelques petits groupes de *Typha latifolia* L. sont dispersés notamment dans les bacs bordants les cuves (Fig. 19d). Une prairie située dans la partie Ouest du site (Fig. 18) présente un intérêt particulier puisqu'un individu mâle de Cuivré des marais (*Lycanea dispar*, Haworth), une espèce protégée au niveau national, y a été observée. La présence de *Rumex* sp. non acidophiles, fait de la zone un site de reproduction potentiel pour l'espèce (Oréade brèche, 2015).

1.4) La requalification de la friche de la raffinerie pétrolière de Reichstett

1.4.1) Déconstruction et dépollution

La requalification de la friche pétrolière de Reichstett et les travaux de création des 95 hectares l'Écoparc Rhénan ont débuté en mars 2016 avec pour objectif le développement de 37 parcelles allant de 2500m² à 12 hectares. Au total 36 entreprises s'installent sur le site pour un total de plus de 2000 emplois estimés (Oréade brèche, 2015).

La création de ces différentes parcelles a nécessité des travaux de démolition et de dépollution très importants qui ont débuté par le désamiantage des bureaux et laboratoires. Le démantèlement des installations de raffinage et des cuves de stockages (Fig. 20a) a engendré le déblayage d'environ 200 000 m³ de terre, 900 km de tuyaux et 40 000 tonnes de ferrailles. Seule une des tours de raffinage a été gardée en mémoire de la raffinerie et car cette dernière abrite le nid d'un couple de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus subsp. peregrinus*) (Fig 20b).



Figure 20 : Démantèlement des installations de la raffinerie de Reichstett

a) Démantèlement d'une cuve de stockage (Aout 2016) **b)** Cheminée préservée en souvenir de la raffinerie et accueillant un couple de faucon pèlerin (*Falco pelegrinus subsp. pelegrinus*) Photos : G.Jacek (2016)

Le site présentait des taux importants de pollution aux hydrocarbures dues à ses activités passées. Deux campagnes de sondages des polluants ont été réalisées, une première en 2011 à la fermeture de la raffinerie par le bureau d'étude HPC Environnement et une seconde en 2015 par le bureau d'étude EnvirEauSol mandaté par BF2Rheinpark. Ces études ont mis en évidence la présence de 3 zones de contamination principales en hydrocarbures C10-C40 et localement aux BTEX (Fig. 21). Les hydrocarbures C10-C40 présentaient souvent une concentration contenue entre 500 et 5000 mg/kg de sol certaines valeurs dépassaient cependant une concentration de 11800 mg/kg de sol (EnvirEauSol,2015).

Ces pollutions aux hydrocarbures ont majoritairement été observées dans les sols ou en phase libre, à la surface de la nappe, au niveau de la zone de production et de stockage à la limite avec le site Wagram (Fig.21). Des contaminations ponctuelles aux métaux lourds ont pu être observées dans la zone nord du stockage de produits bruts avec principalement des traces de nickel (>40 mg/kg de sol avec un seuil de tolérance à 35 mg/kg de sol) et d'arsenic (>40 mg/kg de sol avec un seuil de tolérance à 20mg/kg de sol). Avec le nickel et l'arsenic, 6 autres éléments ont été mesurés avec des concentrations inférieures au seuil de tolérance : Cadmium, Cuivre, Chrome, Plomb, Zinc et Mercure (EnvirEauSol, 2015).

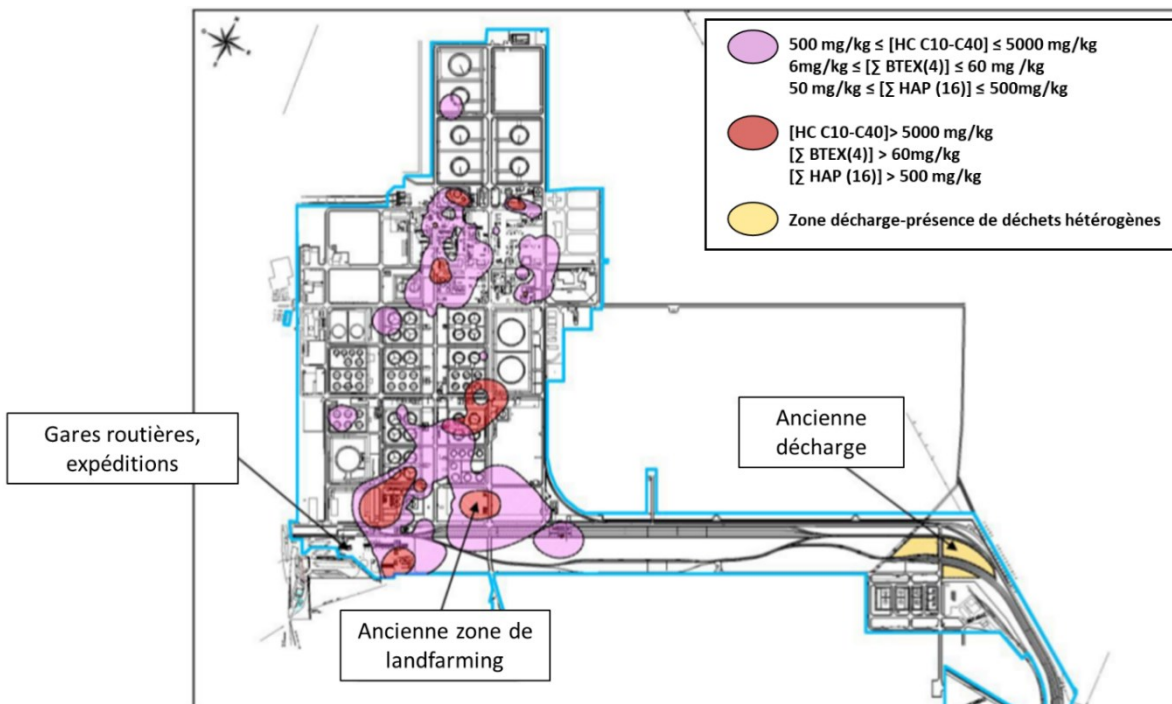


Figure 21 : Localisations et types de pollutions observées à la suite de l'étude de HPC Environnement (2011)

Source : Oréade-Brèche, 2015. En rouge les zones de pollution $> 5000\text{mg/kg}$ en hydrocarbures C10-C40, ou $> 60\text{mg/kg}$ en BTEX ou $> 500\text{mg/kg}$ en HAP. En violet les zones polluées présentant des seuils inférieurs à ceux précédemment cités.

Trois techniques majeures ont été sélectionnées pour aider à la dépollution des sols et des eaux en adéquation avec les recommandations du bureau d'étude EnvirEauSol. Ces travaux ont été réalisés par différentes entreprises et notamment la société SERPOL. Dans un objectif d'optimisation des mesures de dépollution, une séparation granulométrique des sols à traiter a été réalisée permettant ainsi une plus grande efficacité des traitements ultérieurs et une diminution des volumes à traiter. La dépollution des sédiments sableux et de la zone de battement a été réalisée par un lavage à l'eau. Cette eau chargée en polluants a ensuite été pompée et traitée. Les phases flottantes à la surface de la nappe ont été écrémées (Fig. 22). Ces méthodes ont permis un abattement de plus de 80% des teneurs en hydrocarbures dans les matériaux traités (données observées dans la zone d'accueil des mesures compensatoires, Serpol 2017). Dans la zone d'accueil des mesures compensatoires, les concentrations initiales en hydrocarbures C10-C40 sont passées de 144mg/kg de sol à moins de 15mg/kg de sol, et de 25.2 mg/kg à 4 mg/kg de sols pour les hydrocarbures volatils (C5-C10). Une diminution de 89% des teneurs en BTEX a également été enregistrée (Serpol, 2017). Ces résultats chiffrés ne concernent que la partie de la friche qui a été transformée en zone de compensation. Des résultats similaires en termes d'abattelements sont cependant observables sur l'ensemble du site. Les sols extraits ne pouvant pas être dépollués par lavage à l'eau ont été traités par des méthodes de biodégradation. Une zone de landfarming² a d'ailleurs été établie au nord du site (Fig. 23)

² Technique utilisée pour le traitement des pollutions aux hydrocarbures. Après excavation, le sol est répandu sur un lit qui est régulièrement aéré par labourage afin de stimuler les processus de dégradation microbienne et de volatilisation des hydrocarbures. (Vidali, 2001 ; Walworth *et al.*, 2008)



Figure 22 : Synthèse des différentes étapes de dépollution des eaux et des alluvions

Source photo : Retour d'expérience dépollution Fonroche, Eiffage Chastagner (2016). Les alluvions sont d'abord brassées et nettoyées dans l'eau. Les surnageants sont ensuite concentrés et récupérés. L'eau subit ensuite des traitements de dépollutions.

Le landfarming a en effet montré une bonne efficacité dans le traitement des polluants organiques comme les hydrocarbures (Maila et Cloete, 2004). Elle a également l'avantage de présenter un coût d'utilisation réduit, une facilité de mise en œuvre et une forte fiabilité. Le temps nécessaire à la dépollution est cependant élevé (mois) et nécessite la réservation d'une surface de terrain suffisant.



Figure 23 : Zone de landfarming utilisée pour le traitement des sols pollués aux hydrocarbures.

Source photo : G.Jacek, 2019. On observe les terres étalées etensemencées avec des fabacées

Bien que les méthodes décrites ci-dessus présentent une efficacité significative dans la réduction des pollutions mesurées, leur mise en place ne permet un abattement de 80% du taux de pollution (Serpol, 2017). La zone de restauration créée présentera donc des traces de pollutions résiduelles qui, bien qu'en

dessous des seuils de tolérance fixés, pourraient présenter des impacts sur le succès des mesures de restauration. De plus ces méthodes ont nécessité la destruction quasi complète de la structure du sol, impactant ainsi fortement son fonctionnement et sa biodiversité déjà perturbés par l'activité industrielle passée. Le choix et l'analyse du succès des mesures de restaurations nécessitera une prise en compte de ces facteurs.

1.4.2) Destruction d'une zone humide et mise en place de mesures compensatoires

L'étude d'impact réalisée sur le site de Reichstett dans le cadre de la création de l'Écoparc rhénan, a mis en évidence la destruction et la dégradation de 12.6 hectares de zones humides dans la partie nord-est du site (Fig. 18, Oréade Brèche, 2015). Une vingtaine de sondages pédologiques dans la zone concernée ont mis en évidence un fonctionnement humide. Cette zone de 12.6 hectares comprend 3.8 ha d'intérêt écologique moyen à fort, 6 ha d'intérêt écologique faible et 2.8 ha d'intérêt très faible. La zone impactée est majoritairement composée de fourrés et forêts humides (5.6 ha), de prairies humides à hautes herbes et mégaphorbiaies (2.4 hectares) et d'une parcelle en culture de maïs (2.8 ha d'intérêt très faible). D'autres habitats comme des fourrés, des zones de végétation de bords d'eau et une prairie de fauche sont également inclus dans le périmètre impacté (Fig. 18, Oréade Brèche, 2015).

Dans un objectif de>NNL de biodiversité, la destruction des 12.6 hectares a engendré la mise en place de mesures compensatoires sur le site (Fig. 18). Ces mesures ont pour objectif la compensation de la perte d'habitats engendrée par la destruction de la friche et de la zone humide pour un certain nombre d'espèces incluant : le petit gravelot (*Charadrius dubius*, Scopoli), l'hypolais icterine (*Hippolais icterina*, Vieillot), l'hypolais polyglotte (*Hippolais polyglotta*, Vieillot), la pie grièche écorcheur (*Lanius collurio*, L.), la grenouille verte (*Pelophylax lessonae subsp. lessonae*, Camerano), le crapaud commun (*Bufo bufo*, L.), le crapaud calamite (*Epidalea calamita*, Laurenti), et plusieurs espèces de reptiles (Oréade Brèche, 2015).

La zone de compensation a été créée dans une zone non constructible située dans le plan de prévention des risques technologiques (PPRT) du site de stockage Wagram (Oréade Brèche, 2015). Le choix de la réalisation des mesures de compensations dans cette zone a permis la justification du redéveloppement d'une zone non aménageable qui aurait, dans d'autres circonstances, représenté une friche orpheline. Cette zone présente également une bonne connexion avec les réservoirs de biodiversité environnante. De plus la localisation dans le PPRT permet une protection et une pérennisation complémentaire des mesures compensatoires du fait de l'interdiction, à long terme, de construction d'infrastructures sur la zone.

1.5) La zone humide de compensation

1.5.1) Description et objectifs des mesures compensatoires

La zone de compensation, d'un total de 10 hectares, comprend dans la partie centrale 5 hectares de zone humide incluant deux mares temporaires (1.31 ha ; observation réalisée en mai 2020, Fig 24a.). Le site est entouré par des merlons de plusieurs mètres de haut pour une surface totale de 5.4 hectares (Fig. 24a et b). Des zones de buissons et d'arbustes épineux ont été réparties sur l'ensemble du site (0.3 ha) afin, à terme, de favoriser l'installation de certaines espèces comme l'hypolaïs ictérine (*Hippolais icterina*, Vieillot) ou la Pie grièche écorcheur (*Lanius collurio*, L.). Un chemin d'accès en sable/gravier et situé en périphérie du site correspond aux 0.7 hectare restant (Fig. 24a). Des zones de graviers ont été créées au sein de la zone humide afin de favoriser l'installation et la reproduction du crapaud calamite (*Epidalea calamita*, Laurenti) et du petit gravelot (*Charadrius dubius*, Scapoli) concerné par cette compensation. Une partie de la pente du merlon située à l'extrémité est du site a également été laissée sans végétalisation.

Dans un second temps, des travaux de terrassement ont été réalisés à différentes profondeurs afin de laisser affleurer la nappe au niveau des deux mares temporaires au moins une partie de l'année. Le retrait d'environ 200 000 m³ de remblais a été nécessaire. Les sols dépollués de la raffinerie ne pouvant être évacués du site ont été placés sous forme de merlons tout autour de la zone de compensation (Fig 24b).

L'ensemencement de la partie plane et en pente des merlons a été réalisé par l'entreprise Wolff à la fin de l'année 2018. La partie supérieure des merlons a étéensemencée avec un mélange « Sedamix champêtre » composé des semences de 30 espèces, dont 6 espèces de graminées, à raison de 3g/m². Les zones en pentes quant à elles ont étéensemencées avec des mélanges Sedamix « Champêtre » et « Platine » (Annexe 2 a,b et c) à raison de 3g/m² pour chacun des mélanges. Du fait de conditions de terrain difficiles, cette dernière n'a pu êtreensemencée que courant mai 2019, à la main, avec un mélange spécial Nungesser « Noues et berges » à raison d'environ 7g/m². Les semences, produites par le semencier Nungesser étaient en partie labellisées « Végétal Local ». Ce label a été développé en 2015 par la fédération des conservatoires botaniques nationaux à la demande d'autres institutions comme l'Afac-Agroforesterie et Plante & cité. Il garantit l'origine locale des semences. C'est-à-dire qu'il assure la traçabilité des semences et afin de permettre la sélection d'un génotype adapté aux conditions de chaque région écologique et d'éviter une pollution génétique des populations locales (Clément et Malaval, 2019).

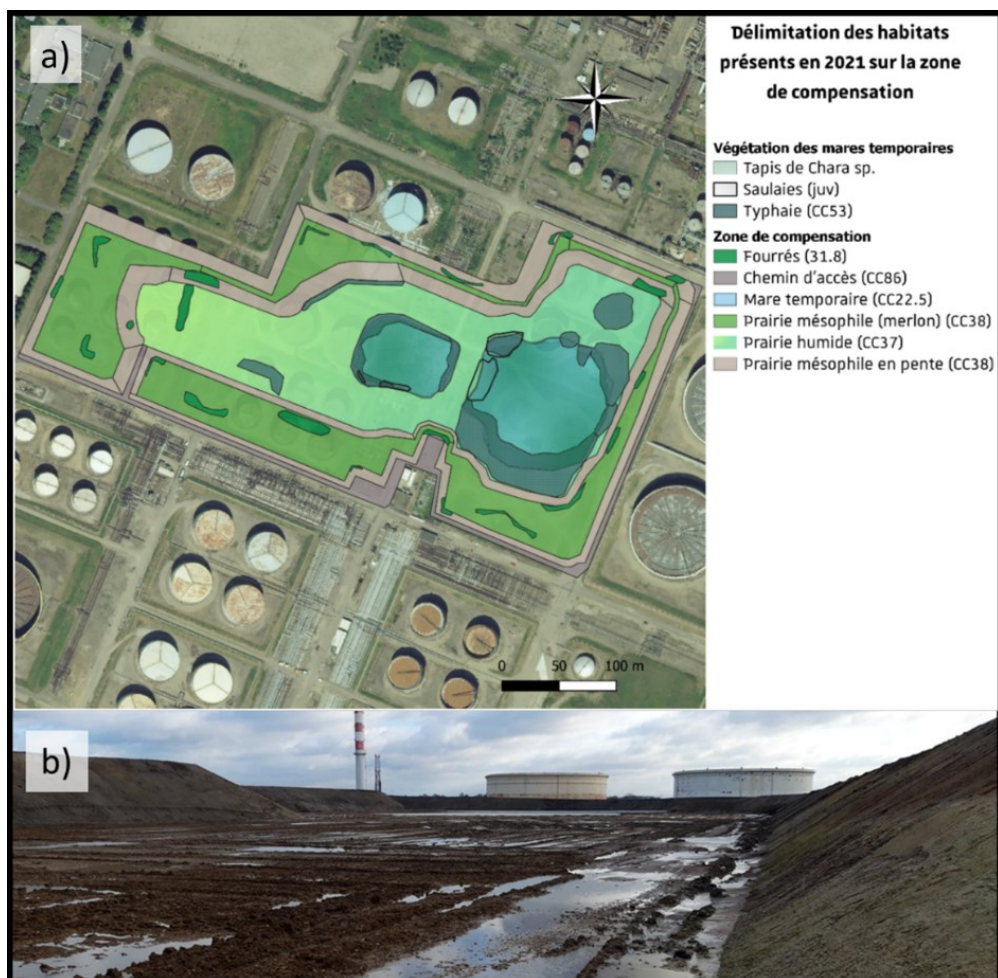


Figure 24 : Description des milieux présents sur la zone de compensation

a) Cartographie des habitats présents sur la zone de compensation en juin 2021. La cartographie a été réalisée à partir des relevés de végétation réalisés sur la zone de compensation en juin 2021 (Fond de carte EMS, 2018) **b)** Photographie des merlons entourant la partie très hygrophile de la zone de compensation au 8/01/2019 (Photo : G.Jacek 2019)

1.5.2) Caractérisation des différents réservoirs de biodiversité à proximité de la zone de compensation

Deux réservoirs de biodiversité, représentant des sources majeures de colonisation pour la zone de compensation nouvellement créée, se trouvent à proximité directe avec la zone de compensation : la ballastière de Reichstett incluse dans le Ried Rott et la zone agricole à l'est de la Raffinerie (Fig. 25 et 26).

Le Ried Rott, contenant l'ancienne réserve naturelle volontaire de la ballastière de Reichstett représente une superficie de 144 hectares. Il est formé principalement d'une plantation de feuillus, de quelques cultures à gibier et prairies améliorées, mais également d'une gravière comprenant deux plans d'eau connectés autour desquelles on observe de petits patches de mégaphorbiaies (Ancienne Réserve naturelle volontaire (RNV) de la ballastière de Reichstett) (Fig. 25 et Fig. 26). Deux espèces végétales protégées sont observées sur cette zone : l'œillet superbe (*Dianthus superbus*, L.) présent dans les prairies à Brome

(*Bromus* sp.) et l'Hottonie des marais (*Hottonia palustris*, L.) dans les gravières. Du fait de la mosaïque d'habitats humides présents, ce réservoir représente une source potentielle de colonisation pour les milieux naturels créés sur l'Écoparc rhénan.



Figure 25 : Photographie aérienne du Ried Rott incluant l'ancienne réserve volontaire de la ballastière.

Entouré par des pointillés beiges, le Ried Rott. Entourée en rouge l'ancienne Réserve Naturelle Volontaire (RNV) de la Ballastière de Reichstett. Source photo : Géoportail 2021.

L'espace agricole de 220 hectares situé à l'Est de la raffinerie (Fig. 26) est caractérisé par une mosaïque de milieux agricoles ouverts et de milieux fermés (petits bois, haies, milieux humides...) (Fig. 27). Il présente des milieux typiques des zones humides comme des roselières, des zones de mégaphorbiaies ou de saulaies plus ou moins humides. De nombreuses prairies de fauche de plus ou moins grandes superficies et d'états de conservation variables sont également répertoriées sur l'ensemble sur la zone. Plusieurs espèces végétales protégées ou indicatrices de ZNIEFF comme l'oeillet superbe (*Dianthus superbus*, L.), le cerfeuil tubéreux (*Chaerophyllum bulbosum*, L.), la véronique prostrée (*Veronica prostrata*, L.), l'euphorbe des marais (*Euphorbia palustris*, L.) ou encore la scabieuse des prés (*Scabiosa columbaria* subsp. *pratensis*, Jord.) y ont été identifiées (Ecolor, 2017). D'autres espèces patrimoniales sont encore présentes et détaillées dans un diagnostic de la zone réalisé en 2017 par l'Eurométropole de Strasbourg (Ecolor, 2017).

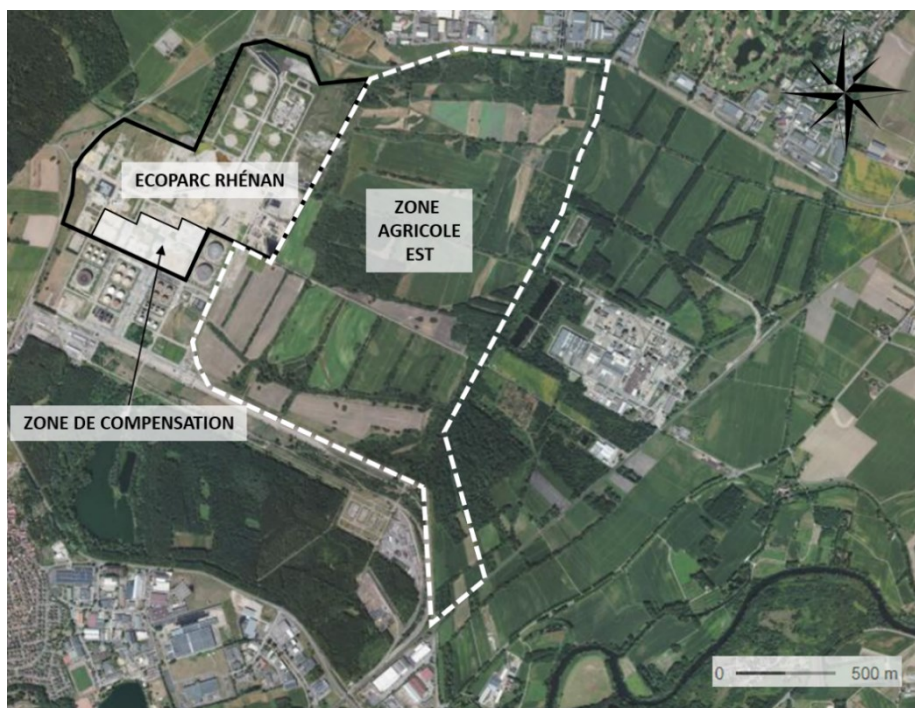


Figure 26 : Localisation et délimitation de la zone agricole Est par rapport à la zone de compensation.

Source fond Google Earth 2018

Carte 16 : Habitat biologiques

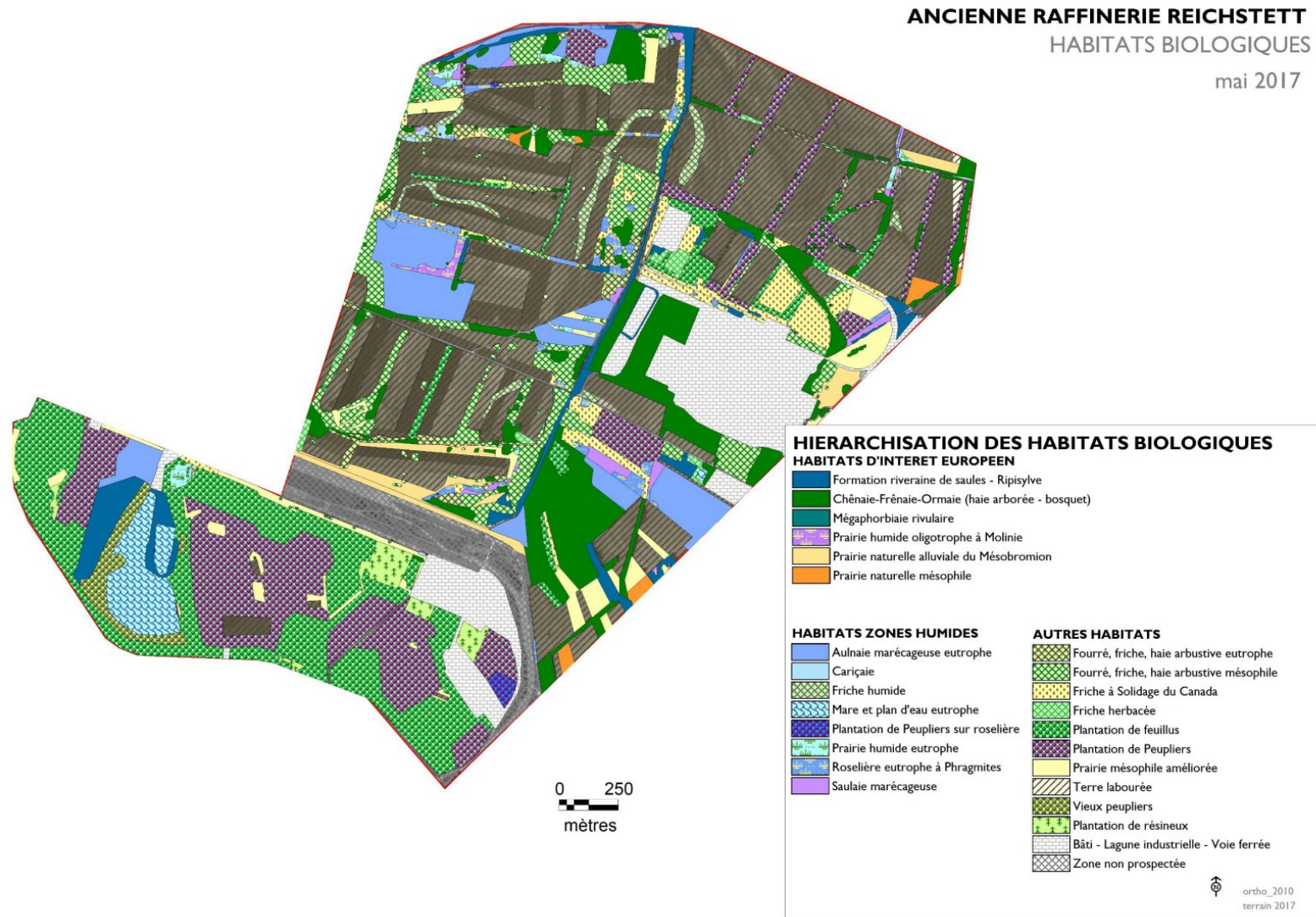


Figure 27 : Cartographie des habitats présents sur la zone agricole à l'Est de la raffinerie et au niveau de la ballastière de Reichstett.

(Source cartographie : EMS/Ecolor, 2017)

2) Protocole expérimental de restauration des sols

Les sols présents sur la zone de compensation sont directement issus des anciens technosols de la friche pétrolière. Les zones hygrophile et très hygrophile (prairie humide, Fig. 24, voir Fig. 29 p79) découlent de l'excavation de la suppression des couches le plus superficielles et de l'excavation des couches de sols plus profondes en contact avec la nappe phréatique. Les terres des zones mésophiles (Fig. 28), présentes sur le pourtour de la zone de compensation, correspondent aux couches superficielles de sols présents sur l'ensemble de la friche industrielle qui ont été préalablement dépolluées et empilées sous la forme de merlons. Ces sols ont été fortement impactés par l'activité passée de la raffinerie et présentent les caractéristiques de technosols de friches industrielles. Le site est donc un bon candidat pour le test de transfert d'outils d'ingénierie pédologique dans le cadre de la restauration de technosols de friches industrielles. Les paragraphes suivants présentent le protocole expérimental dont le déroulement temporel est détaillé dans la figure 28. Les résultats de ces expérimentations sont présentés dans le chapitre 3.

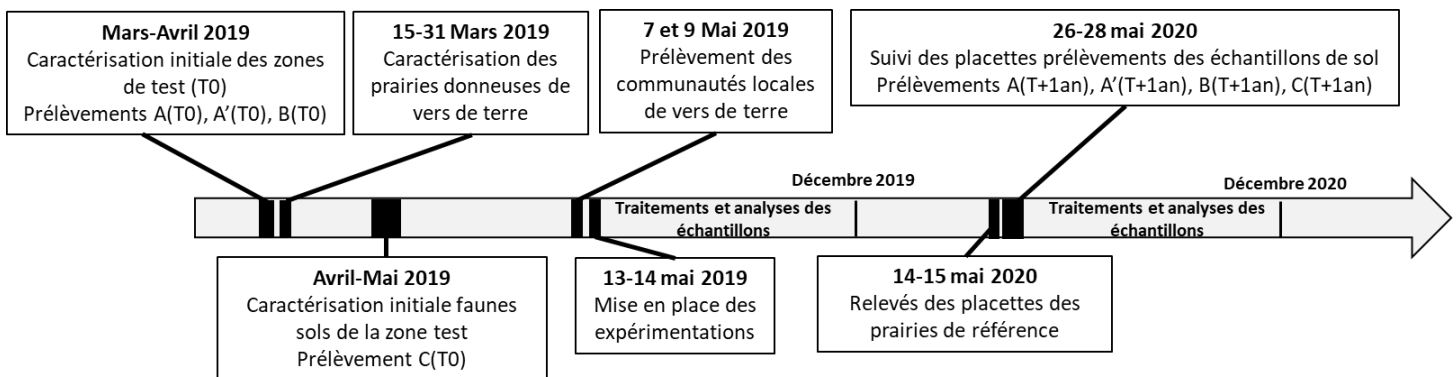


Figure 28 : Chronogramme du déroulement des expérimentations de restauration des technosols de la zone humide de compensation

A et A' : correspondent à des prélèvements de sols de surface de 520cm³ réalisés à l'aide d'un carottier sur une surface de 103cm² et 15cm de profondeur dans le cadre de la réalisation d'analyses physico-chimiques en laboratoire. B correspond au prélèvement d'un échantillon de 250cm³ de sol de surface (D = 8cm, H= 5cm) pour la mesure de la densité apparente du sol. C correspond à un prélèvement de sol de surface de 520cm³ réalisé à l'aide d'un carottier sur une surface de 103cm² et 15cm de profondeur dans le cadre du prélèvement de la mésofaune des sols. (T0) correspond à la caractérisation initiale des zones d'expérimentation avec la réalisation de 41 points de prélèvement (Z1, Z1bis, et Z2 : 11 points de prélèvement chacun, Z3 : 8 points de prélèvement (Fig 29). (T+1an) correspond aux mesures réalisées au centre des placettes expérimentales 1 an après la mise en route des expérimentations)

2.1) Sélection et description initiale des zones d'étude

2.1.1) Localisation des zones d'études et protocole de caractérisation

Des observations visuelles préliminaires, réalisées début mars 2019 (Fig. 28), de l'humidité, la couleur et les dégradations visibles des sols ont permis l'identification initiale de 4 zones d'intérêt dans le cadre de tests de méthodes de restauration (Fig. 29). Ces zones présentent 3 niveaux d'humidité différents (mésophile (Z1 et 1bis), hygrophile (Z2), très hygrophile (Z3)). Une caractérisation initiale des sols de ces zones d'expérimentation a été réalisée (résultats 2.1.3). Cette caractérisation a pour objectifs de fixer les conditions initiales (T0) des zones expérimentales avant la mise en place de toute expérimentation. Cette caractérisation initiale des zones de tests (T0), a été réalisée de mars à mai 2019 (Fig. 28) et avant apparition de toute végétation. Le recouvrement végétal est donc considéré comme nul à T0.

Dans le cadre de cette caractérisation initiale, 11 points de prélèvement ont été répartis dans chaque zone de test à l'exception de la zone très hygrophile où seuls 8 points ont été placés. Ces derniers ont été positionnés de telle manière à obtenir maillage représentatif de l'ensemble de la zone de test (Fig 29, ronds bruns).

Prélèvement des échantillons de sol

Dans chacun de 41 points, un premier prélèvement de deux échantillons (A et A') d'un volume de 520cm³ a été réalisé en avril 2019 (Fig. 28) à l'aide d'un carottier afin d'identifier les caractéristiques physico-chimiques du sol (méthodes d'analyses pédologiques détaillées dans la partie 2.1.2.1). Chaque prélèvement représentait une surface de 103cm² sur 15 cm de profondeur.

Un second prélèvement (B) a été réalisé conjointement aux précédents, début avril 2019, à l'aide d'un cylindre métallique calibré de 250 cm³ (D = 8cm, H= 5cm) afin de mesurer en laboratoire la densité apparente de la couche superficielle de sol. Le cylindre a été enfoncé dans le sol à l'aide d'une masse en caoutchouc pour ne pas perturber la structure et tasser l'échantillon.

Un dernier prélèvement dans les 15 premiers cm de sol d'un échantillon 520cm³(C) a été réalisé en mai 2019 dans l'objectif de caractériser la pédofaune initialement présente. Ces prélèvements ont dû être répartis sur l'ensemble du mois de mai du fait des contraintes techniques liées à l'extraction de la faune (voir 2.1.2.2, Fig. 29).

Une caractérisation initiale de la densité de la faune lombricienne présente à T0 a été réalisée via le placement au centre de chacune des zones, à l'exception de la zone très hygrophile, de 3 placettes alignées de 1m² distancées de 6m l'une de l'autre. Le protocole d'extraction de la faune lombricienne est détaillé dans le paragraphe 2.1.2.2.

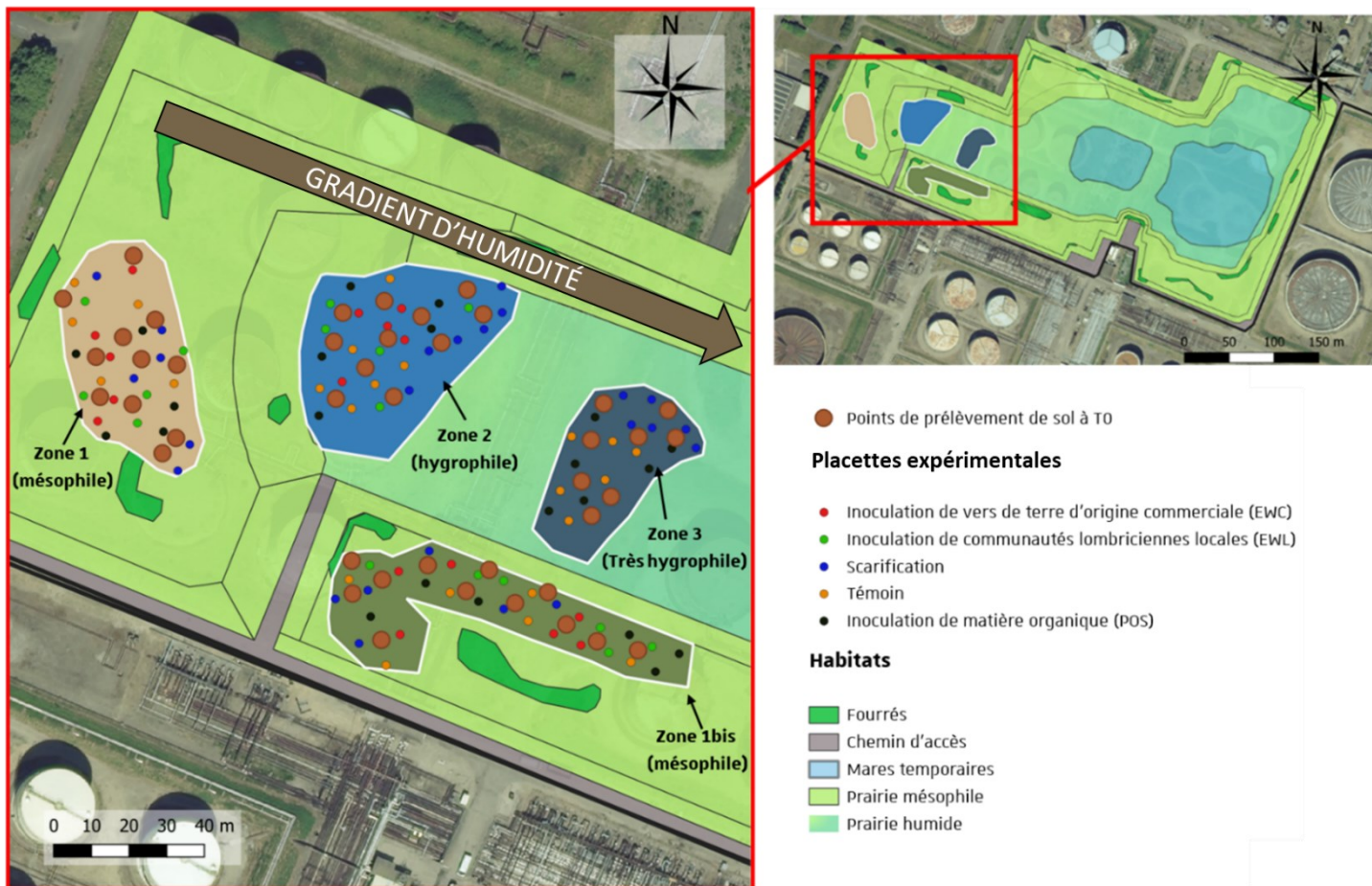


Figure 29 : Localisation des zones de test utilisées dans le cadre des approches expérimentales de restauration de sol et pour le suivi de la végétation du site (2019).

Les zones 1 et 1 bis correspondent à des zones mésophiles situées sur les merlons. La zone 2 correspond à une zone hygrophile avec la nappe à moins d'1m de profondeur. La zone 3 correspond à une zone très hygrophile où la nappe peut être affleurante une partie de l'année. Fond de carte (EMS, 2018)

2.1.2) Etude des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques initiales des sols

2.1.2.1) Analyses physico-chimiques

En tout 10 mesures différentes, détaillées dans les paragraphes suivants, ont été faites sur les deux échantillons A et A' prélevés pour les analyses pédologiques (Tableau 3).

Tableau 3 : Analyses pédologiques réalisées sur les échantillons prélevés sur la zone de compensation

Catégorie d'analyse pédologique	Analyses réalisées
CHIMIQUE	Couleur / pH / Carbone total / Azote total / ETM
STRUCTURELLE	Granulométrie (sable/argile/limon) / Pourcentage volumique en éléments grossiers / Densité apparente Compaction de surface / Stabilité des agrégats

Une caractérisation initiale de la couleur du sol au travers de l'utilisation du code Munsell a été réalisée pour chaque échantillon (Annexe 3).

La compaction de surface a été mesurée directement sur le terrain à l'aide d'un pénétromètre de poche (REF : UTS-0078 Pénétromètre de poche, 0-5 kgf/cm²). Dix mesures, réparties de manière homogène, ont été réalisées dans chacune des placettes d'expérimentations (Fig. 29, placettes expérimentales). Les résultats obtenus en kgf/cm² correspondent à la force à appliquer pour pouvoir faire pénétrer l'appareil dans le sol celle-ci augmentant avec le degré de compaction du sol en surface. Pour garantir l'homogénéité des valeurs, toutes les mesures doivent être prises par la même personne et avec le pénétromètre positionné perpendiculairement au sol. Les valeurs dépassant les 5kgf/cm² sont annotées 6 dans le relevé de points.

Le degré de porosité du sol a été estimé via la mesure de la densité apparente selon la norme ISO 11272 :2017. Les échantillons prélevés délicatement sur le terrain à l'aide d'un cylindre métallique de volume de 250 cm³ (cf 2.1.1) sont ramenés au laboratoire et séchés à l'étuve (Memmert) 24h à 105°C. Une fois secs les échantillons sont pesés à 0.1g près à l'aide d'une balance de précision. La densité apparente (ρ_d) est définie comme étant le rapport de cette masse sèche (m_s) et du volume de l'échantillon à l'état humide (V).

$$\rho_d = m_s / V$$

(ρ_d)= densité apparente, m_s =masse sèche de l'échantillon, V = Volume humide de l'échantillon

Les analyses dont les protocoles sont présentés dans les paragraphes suivants ont été réalisées en collaboration avec le laboratoire des sols de l'EOST de Strasbourg à partir des deux échantillons de 520cm³ (A et A') de sol prélevés à cet effet (cf 2.1.1). La réalisation des différents tests a nécessité une préparation des échantillons et notamment des étapes de séchage, tamisage et quartage qui sont détaillées dans la figure 30.

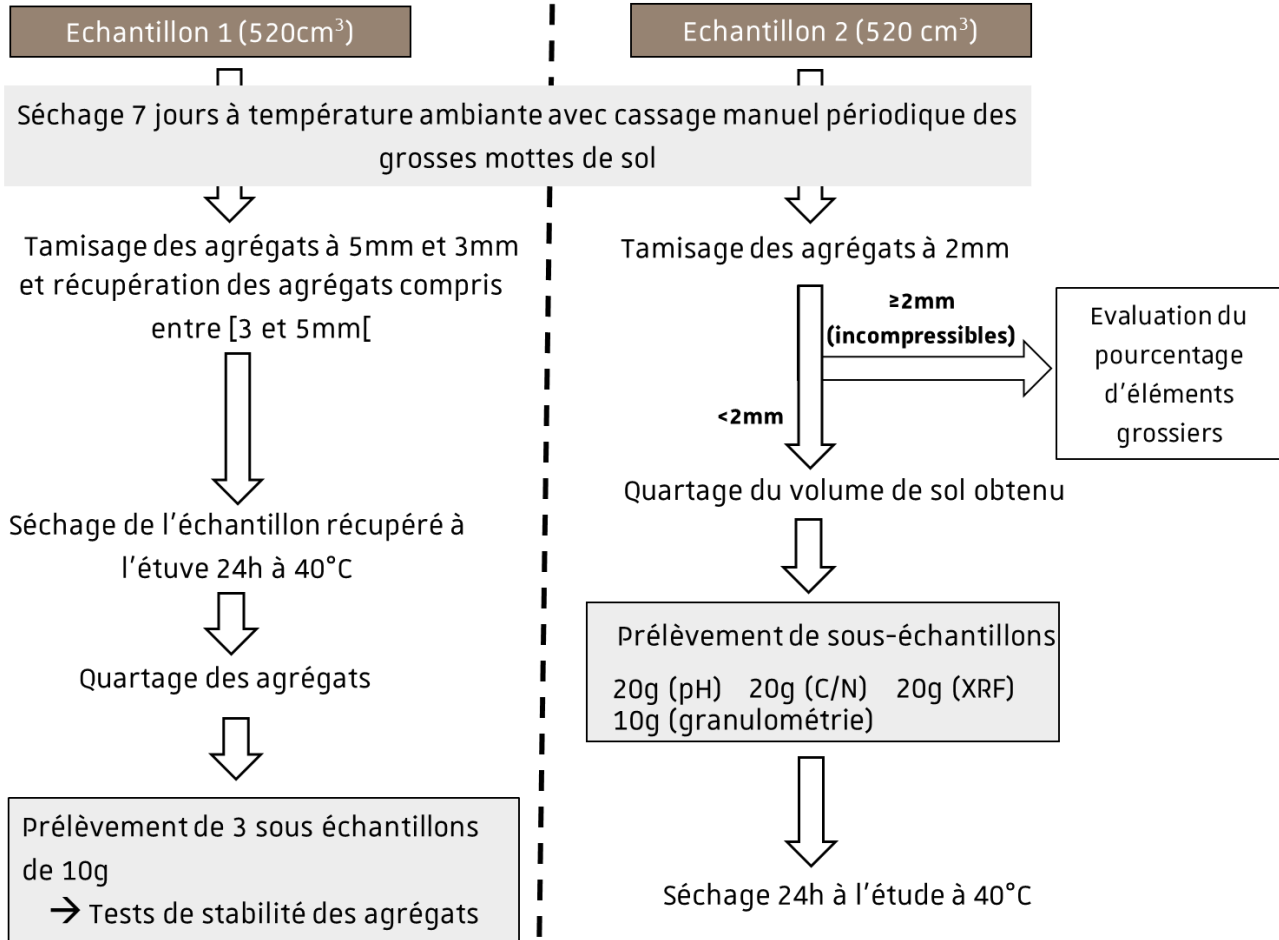


Figure 30 : Protocole préliminaire de préparation des échantillons de sols bruts pour les analyses physico-chimiques.

Préparations préalables pour les tests de stabilité des agrégats, de mesure du pH, du C/N, de la mesure de la granulométrie et des analyses à l’XRF

Le carbone et l’azote total présent dans les échantillons ont été mesurés par chromatographie en phase gazeuse (ISO 10694 :1995) au laboratoire des sols de l’EOST à Strasbourg. Une fois préparé selon le protocole détaillé dans la figure 30, l’échantillon de 20g de sol est broyé à 250µm à l’aide d’un broyeur (Broyeur, FRITSCH pulverisette 6) équipé de billes en acier. 20mg de l’échantillon broyé sont ensuite prélevés, placés dans une capsule d’étain (Thermo Scientific 252 08000 BN 318893 OD : 10 mm ; H :10 mm) d’un volume de 785µL qui sera ensuite refermée.

La teneur en C et N total est mesurée à l’aide de l’analyseur élémentaire (Thermo Fisher Scientific). Avant chaque série, 5 mesures sont réalisées afin de calibrer l’appareil : (i) un « Bypass » composé d’acide aspartique (entre 2 et 5mg) qui permet de lancer une première combustion (Thermo Scientific BN 185331 Aspartic Acid CAS 56-84-8) ; (ii et iii)deux blancs (nacelles d’étain vide) qui permettent de « nettoyer » l’appareil et de vérifier que ce dernier est propre ; (iv et v) deux échantillons de référence, composés de quelques milligrammes d’acide

aspartique ou de sol dont la teneur en carbone et azote est certifiée (Soil reference material NC (5g) 338 40025, Thermoscientific) pour vérifier la calibration de l'appareil. C'est uniquement une fois ces cinq premiers échantillons tests passés que l'échantillon de sol maintenu dans la nacelle en étain fermée est passé pour analyse. La combustion de l'échantillon à plus de 1250°C réalisée par l'analyseur permet la libération de gaz qui sont récupérés et analysés par chromatographie afin d'obtenir les concentrations en carbone et azote totaux (organique et minéral) de l'échantillon. La précision obtenue est de l'ordre de 0.05% (seuil de détection C et N 500 ng).

Le pH des sols a été évalué selon la méthode pH_{eau} détaillée dans la norme ISO 10390 :2021. 20g d'échantillon de sol préparé selon le protocole détaillé dans la figure 30 sont mélangés dans un bécher à 100mL d'eau distillée pendant 20 minutes à l'aide d'un agitateur magnétique. Le pH a été ensuite mesuré à l'aide d'un $pH_{\text{mètre}}$ préalablement calibré avec des solutions de pH 7 et 4. Les valeurs sont retenues avec une précision de 0.1.

La présence de 12 éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) (Plomb/Cuivre/Nickel/Zinc/Arsenic/Fer /Cobalt/Titane/Chrome/Manganèse/Mercure/ Cadmium) dans les sols a été testée par spectrométrie de fluorescences des rayons X (XRF) au sein du laboratoire LPED à Marseille. La préparation initiale des échantillons (Fig 30) a été complétée par un broyage à 250 μm . Les éléments traces ont été mesurés grâce à analyseur par fluorescence X portable Niton™ XL3t Goldd+, (Thermofisher). Cet appareil comportant un générateur de rayon X permet la mesure et l'identification de métaux et métalloïdes contenus dans les sols et minerais (Kalnicky et Singhvi, 2001 ; Thermofisher, 2021). Il permet au travers de l'utilisation de différents filtres de réaliser la mesure d'une trentaine d'éléments allant du plus léger le magnésium (Mn) au plus lourd le Bismuth (Bi). Dans le cadre de l'analyse réalisée, il a été réglé sur le mode « analyse de sols » du fait du caractère sédimentaire des échantillons mesurés.

Les échantillons de sols préparés ont préalablement été homogénéisés encapsulés dans une cupule d'une vingtaine de mL (Ref SC-4331-0 de la marque FluXana). Cette cupule est refermée par une membrane mylar (TF-160-255, FluXana) d'une épaisseur de 6 μm mise en place pour faciliter la lecture de l'échantillon sans déformation ou blocage des rayons X. La mesure a été réalisée dans une chambre de plomb évitant ainsi la rétrodiffusion des rayons X permettant une mesure plus précise. Afin d'optimiser encore plus la précision des résultats, le temps de mesure par échantillon a été poussé à son maximum c'est-à-dire 60 secondes.

3 réplicas ont été réalisés pour chaque échantillon de sol et seules les mesures au-dessus du seuil de détection de l'appareil ont été gardées. Les mesures sont exprimées en ppm ou partie par million (1 ppm = 1 mg/kg, Annexe 4).

L'évaluation granulométrique des échantillons a été faite afin d'obtenir la composition de chaque échantillon en termes de pourcentage en sable (0,05 mm à 2 mm), limon (0,002 mm à 0,05 mm) et argile (0,002 mm et moins). L'analyse granulométrique a été réalisée par granulométrie laser (Laurent *et Alain*, 1993) par le laboratoire de l'EOST sur les échantillons préalablement préparés (Fig. 30). Trois étapes que sont la

décarbonatation, la destruction de la matière organique et dispersion de l'échantillon doivent être réalisées préalablement à la mesure de la granulométrie (Protocole détaillé en annexe 5). La mesure a été réalisée à l'aide du « laser diffractor particle size analyzer LS 13320 Module Fluide » de la marque Beckman Coulter. Ce dernier présente une gamme de détection allant de 10nm à 3500µm. La taille des particules présentes dans l'échantillon est estimée par le degré de diffraction que ces particules engendrent en passant sous un laser. Plus la particule est petite plus la diffraction sera importante (Laurent *et Alain*, 1993).

La stabilité des agrégats de sol face à des phénomènes d'humectation lente, humectation rapide et désagrégation rapide a été évaluée selon le protocole de Bissonnais (1996) (norme iso 10930 :2012). Cette mesure permet de tester la résistance des sols à différents phénomènes hydrologiques liés à l'érosion des sols. Il se base principalement sur l'analyse de la répartition des tailles des agrégats de sols après une exposition des échantillons préalablement préparés (Fig. 30) à 3 traitements différents.

Traitement 1 : humectation rapide par immersion dans l'eau

Ce traitement est utilisé pour étudier le comportement de matériaux secs soumis à une humectation soudaine. Le premier échantillon de 10g préalablement préparé (Fig. 30) est placé délicatement dans un bécher avec 50mL d'eau distillée et laissé reposer pendant 10min. L'eau est ensuite retirée à l'aide d'une pipette et l'échantillon est versé dans un tamis avec des mailles de 0.05mm plongé dans l'éthanol. Plusieurs cycles de tamisage délicat sont réalisés afin de récupérer les agrégats supérieurs à 0.05 mm.

Traitement 2 : humectation lente par capillarité

Ce traitement est utilisé pour étudier le comportement de matériaux secs soumis à des pluies modérées. Le second échantillon de 10g préalablement préparé (Fig. 30) est placé, pendant 60 minutes, sur un papier-filtre et déposé sur un matelas en mousse synthétique de densité de 30 kg/m³. Ce matelas est immergé dans l'eau jusqu'à mi-épaisseur. Les agrégats humidifiés par capillarité sont ensuite transférés et tamisés sur un tamis de 0.05mm immergé dans l'éthanol. Plusieurs cycles de tamisage délicats sont réalisés afin de récupérer les agrégats supérieurs à 0.05mm.

Traitement 3 : désagrégation mécanique par agitation après immersion dans l'alcool éthylique

Ce traitement est utilisé pour étudier la cohésion de matériaux humides. Le 3^{ème} échantillon de 10g préalablement préparé (Fig. 30) est versé délicatement dans un erlenmeyer contenant 50mL d'éthanol et laissé reposer pendant 30min. L'éthanol est ensuite pipeté et remplacé par 200mL d'eau distillée avant la réalisation de 10 cycles d'agitation (renversement) suivis d'une période de repos de 30 minutes. Tout comme les 2 autres traitements, les échantillons sont ensuite tamisés à 0.05mm avec un tamis immergé dans une solution d'éthanol. Plusieurs cycles de tamisages délicats sont réalisés afin de récupérer les agrégats supérieurs à 0.05 mm.

La fraction supérieure à 0.05 mm pour chaque traitement est ensuite récupérée et séchée à l'étuve 48h (Memmert) à 40°C. L'échantillon sec est tamisé sur une colonne équipée de 6 tamis présentant un maillage de 2 mm ; 1 mm ; 0,5 mm ; 0,2 mm ; 0,1 mm et 0,05mm. La fraction inférieure à 0,05 mm est obtenue par soustraction de la masse de l'échantillon tamisée à 0.05mm et la masse initiale de l'échantillon. Le pourcentage de chaque fraction par rapport à la masse initiale peut ainsi être intégré dans l'évaluation du diamètre moyen pondéré (MWD) calculé via l'équation ci-dessous. Les valeurs obtenues sont interprétables à partir du tableau 4.

Equation de calcul du « Mean Weight Diameter » (MWD) dans le cadre de la mesure de la stabilité des agrégats de sol

$$MWD = \sum(d \times w) / 100$$

$$= ((3.5 \times [\%>2\text{mm}]) + (1.5 \times [\%1\text{mm à } 2\text{mm}]) + (0.75 \times [\%0.5 \text{ mm à } 1 \text{ mm}]) + (0.35 \times [\%0.2 \text{ mm à } 0.5 \text{ mm}]) + (0.15 \times [\%0.1 \text{ mm à } 0.2 \text{ mm}]) + (0.075 \times [\%0.05 \text{ mm à } 0.1 \text{ mm}]) + (0.025 \times [\%<0.05 \text{ mm}])) / 100$$

Avec **d** qui correspond au diamètre moyen entre deux tamis et **w** est le pourcentage pondéré des particules retenues sur le tamis.

Tableau 4 : Classes de stabilité, encroûtement de surface et érosion par l'eau en fonction du MWD après désagrégation (Le Bissonais, 1996)

MWD	Stabilité	Encroûtement de la surface	Ruissellement et érosion diffuse
<0.4mm	Très instable	Systématique	Risque permanent élevé dans toutes les conditions topographiques
0.4-0.8mm	Instable	Très fréquent	Risque fréquent dans tous les cas.
0.8-1.3mm	Moyennement stable	Fréquent	Risque variable, en fonction des paramètres climatiques et topographiques
1.3 à 2.0 mm	Stable	Occasionnel	Risque limité
>2 mm	Très stable	Très rare	Risque très faible

2.1.2.2) Méthode de relevé de la faune lombricienne

L'évaluation de la densité en vers de terre a été réalisée selon le protocole moutarde développé par l'observatoire participatif des vers de terre (OPVT ; Porcher *et al.*, 2019). Ce protocole vise à l'extraction des communautés lombriciennes sur un quadrat d'un mètre carré à l'aide d'une solution moutardée. Les molécules d'allyle-isothiocyanate contenues dans la moutarde forte et à l'origine de son côté piquant jouent un rôle identique à celui du formol anciennement utilisé dans l'extraction de la faune des sols (Pelosi *et al.*, 2014 ; Zaborski, 2003). La solution en pénétrant dans les sols va entrer en contact avec la faune lombricienne et

provoquer une irritation des muqueuses des vers. Ces derniers afin d'échapper à la source irritante vont sortir à la surface. C'est le relevé des individus à la surface qui permet d'obtenir une image de la densité lombricienne présente dans le quadrat. Cette méthode permet une évaluation de la densité en vers de terre dans les sols en évitant un labourage intensif de ce dernier pouvant impacter négativement la prairie, mais également les communautés de faune des sols.

Le protocole se déroule en 8 étapes :

- Délimitation d'un quadrat de 1 m²
- Fauchage de la végétation afin de pouvoir observer la sortie des vers. Ce fauchage est de préférence à réaliser la veille de l'inventaire
- Préparation d'une solution moutardée composée de 300g de moutarde Amora© fine et forte dans 10 L d'eau. Bien agiter la solution avant arrosage afin d'assurer une présence homogène des substances irritantes dans la solution.
- Arrosage homogène à l'aide d'un arrosoir sur l'ensemble du quadrat de 1m². Une bande de 10cm située à l'extérieur du quadrat peut également être arrosée.
- Récolte des vers de terre émergeant pendant les 15 minutes suivants l'arrosage. Les vers de terre doivent être complètement sortis de leur tunnel pour éviter tout dommage sur l'individu. Le ramassage continu tant que les individus continuent d'émerger. Une fois récolté, rincer rapidement le vers dans un bac d'eau afin d'éviter la mort de l'individu et le stocker dans un contenant prévu à cet effet dans l'optique d'une identification ultérieure.
- Après 15 minutes si plus aucun individu ne ressort, réaliser un second passage avec à nouveau 10L de solution irritante et réitérez le ramassage
- Dans le cadre du protocole moutarde-bêche, un second ramassage cette fois-ci manuel est réalisé. Pour cela prélevez un bloc de sol de 25cm de côté et 20cm de profondeur au centre du quadrat.
- Une fois l'échantillon posé sur une bâche, récolter les individus restant en cassant les mottes de terre en bloc de 1cm et en les triant à la main.

Les individus ainsi récoltés sont ramenés en laboratoire pour identifier notamment leur catégorie écologique (épigés, endogés, anéciques ; Bouché (1972)) à l'aide de la clé en ligne de l'OPVT (OPVT, 2021).

2.1.2.3) Méthode de relevé de la mésofaune³ des sols

Une fois ramenés en laboratoire, les échantillons B (cf 2.1.1) sont triés par la méthode berlèse (Smith *et al.*, 2008 ; Bremner, 1990). Ils sont placés dans un entonnoir à l'extrémité duquel se trouve un contenant avec une solution de conservation composée d'éthanol à 70%. Une lampe halogène de 70W est placée au-dessus pour éclairer l'échantillon de sol et créer un gradient de chaleur et de dessiccation. Après 4 jours de traitement, la

³ La mésofaune des sols correspond à des organismes présentant une taille comprise généralement entre 0.2 et 4 mm. La macrofaune des sols concerne les organismes compris entre 4 et 80 mm au-delà on parle de mégafaune (ex : *Talpa* sp. La taupe) (Bachelier, 1978)

pédofaune extraite présente dans les contenants de récupération est récoltée et triée. Cette méthode d'extraction a l'avantage de permettre un prélèvement total de la faune des sols et évite les biais liés à la personne triant l'échantillon (Smith *et al.*, 2008). Les échantillons ainsi récoltés sont identifiés au niveau classe afin notamment de calculer la qualité biologique des sols au travers de l'indicateur QBS (Parisi *et al.*, 2005).

La qualité biologique et le rôle d'habitat des sols ont été évalués selon la méthode QBS. Le QBS (Qualité biologique des sols) est un indicateur développé par Parisi *et al.*, (2005) basé sur l'analyse des adaptations morphologiques de la méso et macrofaune à une vie stricte dans les sols. Plus un sol présentera une qualité biologique élevée plus on observera un nombre important d'espèces strictement liées à une vie dans les sols. Cet indicateur a également pour objectif de limiter les difficultés et les biais liés à une identification à l'espèce (Parisi *et al.*, 2005). En effet pour cet indicateur une identification au niveau classe est suffisante. L'attribution d'une valeur indicatrice se fera ensuite selon la présence ou l'absence de certains traits morphologiques typiques de la classe étudiée (*e.g.* absence de furca chez les collemboles, dépigmentation, absence d'organe oculaire etc...). La mesure du QBS se divise en 4 étapes : (1) la récolte des échantillons ; (2) l'extraction des microarthropodes ; (3) la détermination des classes et formes biologiques et (5) l'évaluation de la valeur de QBS.

Cet indicateur délivre pour chaque type biologique identifié une valeur de EMI (Eco-morphological index) variant de 0 à 20. La note de 20 est obtenue par les organismes présentant une adaptation forte à la vie dans les sols. La valeur du QBS correspond à la somme de l'ensemble des valeurs de EMI les plus hautes obtenues pour chaque groupe taxonomique identifié. Au travers de l'analyse des résultats obtenus sur plus de 400 sites, Menta *et al.* (2018a) ont pu estimer une valeur seuil de bonne qualité biologique des sols à un score QBS de 93.7. Cette valeur peut cependant être modifiée en fonction des objectifs visés par l'évaluation et des références sélectionnées. Cet indicateur bien que récent est maintenant utilisé dans le cadre de l'évaluation de différents types d'habitats comme les friches (Hartley *et al.*, 2012; Madej *et al.*, 2011), des sols cultivés (Gonçalves *et al.*, 2020; Menta *et al.*, 2018b), des forêts (Blasi *et al.*, 2013; Galli *et al.*, 2014) en milieu urbain (Horváth *et al.*, 2021). Fusaro *et al.*, (2018) ont récemment développé une version adaptée de l'indicateur QBS uniquement basée sur l'analyse des communautés lombriciennes (initialement exclues du QBS).

Le principe de base de présence/absence de cet indicateur pose cependant certaines limites à l'interprétation des résultats obtenus. En effet si un seul individu d'un type biologique donné présente des caractéristiques d'une adaptation à la vie dans les sols stricte, tout le groupe obtiendra la note maximale. L'abondance observée de ces individus n'est ici pas un facteur pris en compte, ce qui serait pourtant primordial si l'on souhaite faire une évaluation complète de la qualité des sols. Des solutions pour répondre à ces biais sont cependant en train d'émerger dans la littérature scientifique (Yan *et al.*, 2012). Nous considérons cependant ici que cet indicateur représente une bonne alternative pour évaluer la qualité biologique des sols.

2.1.3) Résultats de la caractérisation initiale des sols

Les résultats obtenus à partir des différentes analyses pédologiques sont disponibles en annexe 3 et 4. D'un point de vue physico-chimique et structural, une analyse des composantes principales (Fig. 31) a mis en évidence des différences entre les zones de test. Les zones mésophiles (merlons) semblent être similaires. A l'opposé, les sols mis à nu lors des travaux dans les zones hygrophiles et très hygrophiles se détachent particulièrement. La zone hygrophile (Z2 ; cercle rouge Fig. 31) semble présenter une densité apparente, un pH et une concentration en sable significativement plus élevés que les autres zones ainsi qu'un taux de carbone et d'azote plus faible.

La zone très hygrophile (Z3 ; cercle jaune Fig. 31) semble se distinguer avec un taux d'argile plus élevé et une stabilité des agrégats plus faible que les autres zones. Afin d'étudier les disparités observées via l'ACP (Fig.30), des comparaisons ont été réalisées pour chaque paramètre en fonction des zones de test. La normalité des données étant faible et surtout n'ayant pas l'homogénéité des variances, c'est le test Kruskal wallis non paramétrique qui a été utilisé ($p\text{Value} < 0.05$). Un test posthoc, kruskallmc a permis dans un second temps de comparer les zones entre elles pour chaque paramètre.



Figure 31 : Analyse en composantes principales des données issues de l'analyse structurale et physico-chimique des sols de la zone de compensation prélevés en mars 2019.

Les ellipses bleue (Z1) et verte (Z1bis) correspondent aux zones mésophiles. L'ellipse orange correspond à la zone très hygrophile (Z3) et l'ellipse rouge à la zone hygrophile (Z2)

Au niveau chimique seule la zone hygrophile (Z2) se détache significativement avec un pH moyen plus élevé (7.9 contre 7.7 pour les autres zones). Elle présente également un pourcentage en carbone significativement plus faible avec un pourcentage moyen de 0.47% contre environ 2-3% pour l'ensemble des autres zones. La concentration en azote dans la zone hygrophile est inférieure au seuil de détection de l'appareil de mesure (0.05%). Aucune différence n'a pu être mise en évidence au niveau de la concentration en éléments traces qui sont tous en dessous des limites réglementaires imposées.

Au niveau structural, la zone hygrophile est significativement plus riche en sable (69.1%) et la zone très hygrophile en argile (11.4%) (Fig. 32). Les zones mésophiles (1 et 1bis) présentent un taux d'éléments grossiers significativement supérieur aux autres zones avec un pourcentage volumique moyen de 10% (Z1bis) et 15% (Z1).

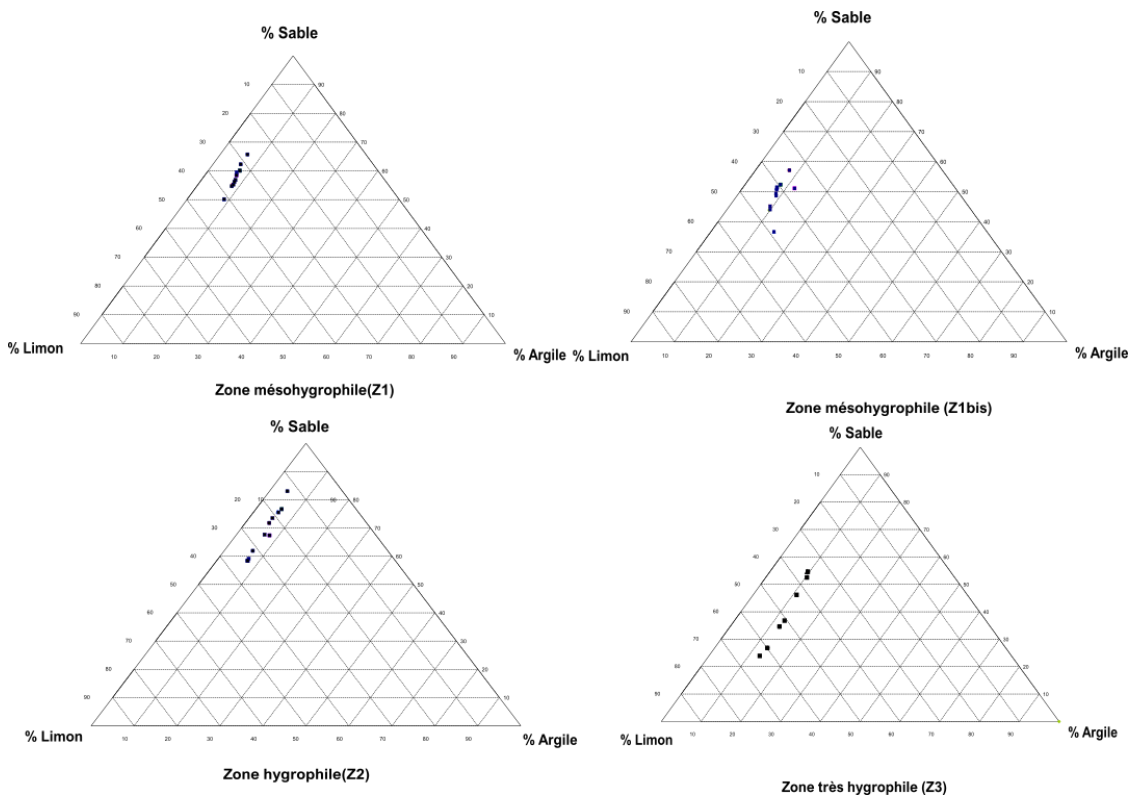


Figure 32 : Triangles de texture réalisés à l'aide d'une analyse granulométrique des échantillons prélevés dans les différentes zones de test.

Chaque point correspond à un échantillon analysé (Z1, 1bis et 2 N= 11 et Z3 N=8). La granulométrie a été mesurée par granulométrie laser à l'aide d'un « laser diffractor particle size analyzer LS 13320 Module Fluide » de la marque Beckman Coulter

La zone hygrophile (Z2) semble avoir une densité apparente significativement plus élevée que les zones mésophiles. Aucune différence significative n'a cependant pu être mise en évidence avec la zone très hygrophile.

Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les zones pour la stabilité à la désagrégation rapide, elles semblent toutes être moyennement stables à stables. Les agrégats de la zone 1 semblent cependant significativement plus stables à l'humectation lente que les agrégats des zones hygrophile et très hygrophile (Fig. 33). Il est important de noter qu'il y avait une présence en éléments grossiers dans les échantillons de la zone 1 et 1 bis juste en dessous des seuils de non-applicabilité de la méthode. Ces derniers ont pu donc apporter un biais dans les résultats obtenus. De manière générale les agrégats de la zone 3 (très hygrophile) sont les moins stables (Fig. 33).

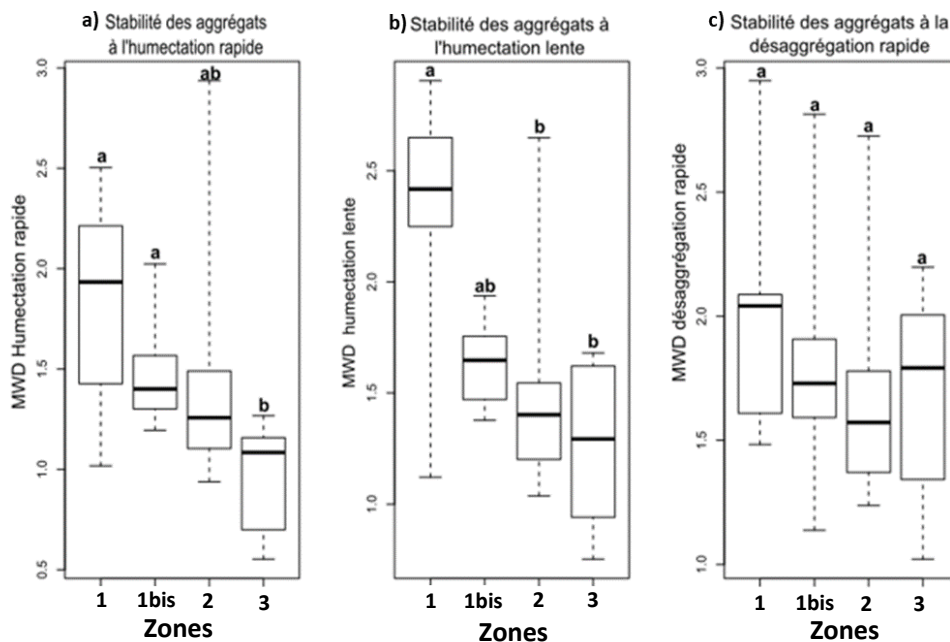


Figure 33 : MWD (Mean weight diameter) observés pour chaque zone en fonction du type de traitement

Résultats issus de l'application du protocole Le Bissonais (1996) **(a)** humectation rapide **(b)** humectation lente **(c)** désagrégation rapide. MWD=Mean Weight Diameter plus celui-ci est élevé plus les agrégats sont stables au traitement. Des lettres différentes signifient des valeurs significativement différentes (Test Kruskal Wallis pvalue <0.05)

La compaction de surface est significativement plus importante sur les merlons (Fig. 34) alors qu'ils ont une densité apparente plus faible. Le sol semble être donc plus compact en surface que sur les deux autres zones. La zone hygrophile (Z2) est celle présentant la compaction de surface la plus faible avec une compaction moyenne de 3.54 kg/cm² (Fig. 34).

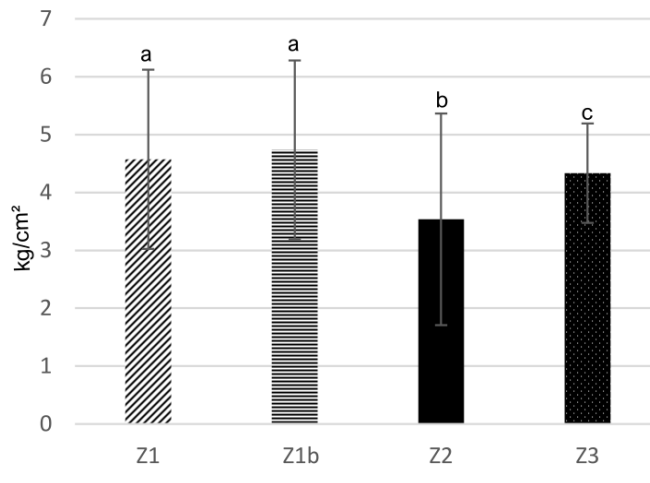


Figure 34 : Compacité de surface moyenne pour chaque zone de test

Les barres représentent la variance des données pour chaque zone. Des lettres différentes signifient des valeurs significativement différentes (Test Kruskal Wallis pvalue <0.05)

2.1.4) Sélection des prairies de référence

Dans le but d'interpréter les résultats obtenus après restauration en termes de composition et qualité des sols, deux prairies de références ont été sélectionnées. Le premier site de référence correspond à la prairie de l'ENS du Woerr à Lauterbourg (48°58'26.05"N, 8°13'25.82"E) gérée par la collectivité européenne d'Alsace. Cette zone de 4,5 hectares située en bords de gravière et de forêt alluviale est accolée à une zone autrefois exploitée pour l'extraction de graviers. Avant d'être réhabilitée en prairie (Fig.35) cette zone présentait une exploitation agricole. Le passage d'engins pendant l'exploitation de la gravière et les dégradations liées aux activités agricoles ayant eu lieu après ont pu fortement impacter les sols de la prairie notamment via des phénomènes de tassement et d'apport d'intrants. Après l'arrêt d'une culture de maïs en 2000, le sol a peu à peu retrouvé un fonctionnement naturel. Aucune intervention directe n'a été réalisée sur ce sol. Seules des fauches tardives ont été mises en œuvre dans l'optique d'améliorer le couvert végétal et la dynamique paysagère. Le site du Woerr a été choisi en tant que référence intermédiaire du fait de (i) son utilisation passée et les potentiels impacts qui en ont découlé (ii) sa localisation dans la plaine alluviale rhénane. Les sols de ce site présentant un fonctionnement autonome et « naturel » depuis environ 20 ans, nous considérerons ce site comme une référence intermédiaire dans le cadre de l'analyse des sols présentée dans le chapitre 3 (IRF). Il est caractérisé par une concentration moyenne en limon de l'ordre de 56%, 22% de sable et enfin 22% d'argile ainsi qu'un pourcentage très faible en éléments grossiers (<1%).

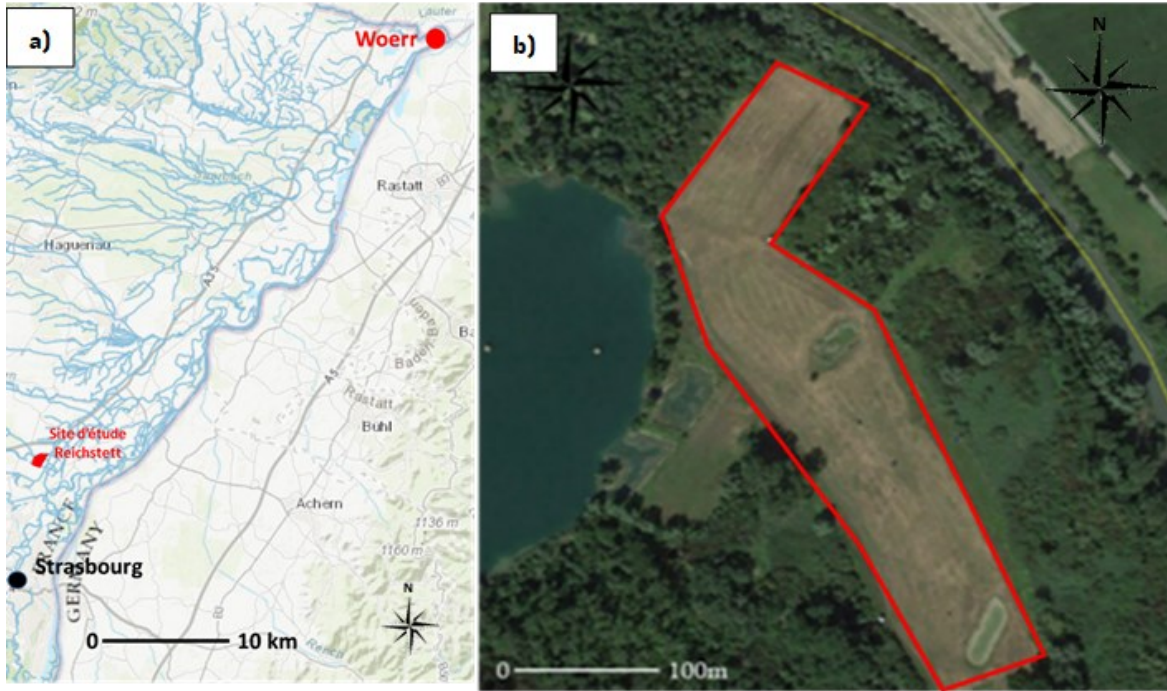


Figure 36 : Prairie de référence intermédiaire du Woerr à Lauterbourg.

a) Localisation du site par rapport à Strasbourg (Source : Géoportail 2021). **b)** Délimitation de la prairie du Woerr (source fond cartographique Google Earth, 2018)

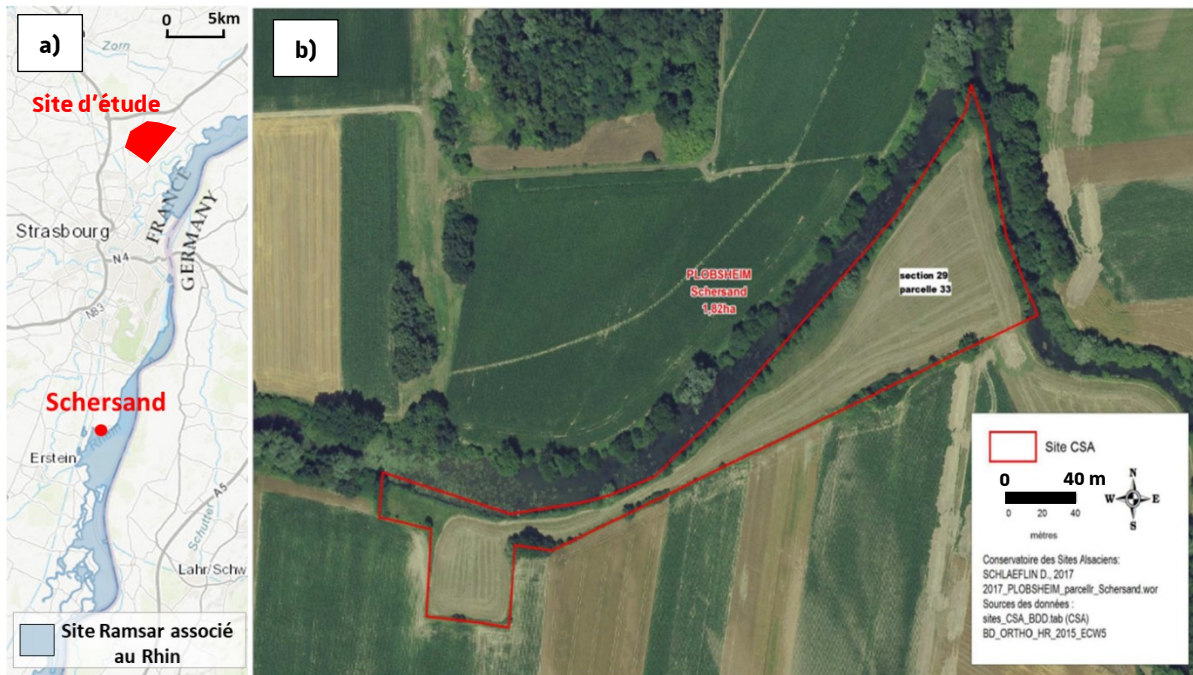


Figure 35 : Prairie de référence finale du Schersand à Plobsheim.

a) Localisation du site par rapport à Strasbourg (Source : Géoportail 2021). **b)** Délimitation (ligne rouge) de la prairie du Schersand (Source Victoria Michel, CSA)

La seconde prairie de référence est le Schersand (Fig. 36), située dans le grand Ried au niveau de la commune de Plobsheim (48°27'5.34"N, 7°43'51.16"E). Cette prairie de 1.82 hectare appartenant à la collectivité européenne d'Alsace est gérée par le conservatoire des espaces naturels alsaciens (CENA). Aucune exploitation autre que la fauche n'y a été réalisée depuis plus de 50 ans. Les sols du Schersand présentent donc un fonctionnement naturel depuis plus de 50 ans. La longue période sans perturbations fortes sur les sols nous a amenés à considérer ce site comme la référence finale. Le sol du Schersand est majoritairement limono-sableux avec une composition comprenant 45% de limon 41% de sable et 14% d'argile. Il présente un pourcentage en éléments grossiers inférieur à 1%.

2.2) Protocole expérimental

2.2.1) Sélection des méthodes testées

Trois méthodes d'ingénierie écologique ont été testées : la scarification de la couche de sol superficielle, l'apport en matière organique et l'inoculation de vers de terre. Le choix a été fait de sélectionner des méthodes non invasives ne nécessitant pas la destruction de tout ou partie du sol d'une prairie donneuse ou encore l'utilisation d'éléments extérieurs pouvant potentiellement apporter de nouvelles pollutions. Les méthodes classiques de transferts de sols ou de construction de technosols n'ont donc pas été choisies. Les méthodes utilisées ont également été sélectionnées en fonction de leur capacité à impacter les filtres environnementaux biotiques et abiotiques (Fig. 37) et à répondre aux problématiques soulevées dans la caractérisation initiale du sol (2.1.3).

La scarification des sols permet une diminution, au moins temporaire, de la compaction de surface et l'apport de matière organique permet un apport en azote et carbone total initialement présents en faibles quantités (voir 2.1.3). L'étude bibliographique présentée dans l'introduction a clairement identifié le manque de connaissances sur la transférabilité en conditions réelles de l'inoculation d'espèces ingénieuses comme le vers de terre. Cela est d'autant plus le cas sur des sols fortement dégradés comme les technosols de friches industrielles. L'inoculation d'une espèce modèle, *Lumbricus terrestris* L., en conditions in situ non contrôlées permet de répondre en partie à ce questionnement. *L. terrestris* a déjà fait l'objet de plusieurs expérimentations d'inoculation (e.g. Butt, 2008; Butt *et al.*, 1992; Forey *et al.*, 2018; Frazão *et al.*, 2019). Ces expérimentations ont cependant montré un fort de mortalité des individus inoculés (e.g. Forey *et al.*, 2018).

Butt (2008) spécifie clairement l'importance de la sélection de l'espèce utilisée dans le succès des mesures de restauration. L'utilisation d'espèces locales montre généralement une meilleure résistance et adaptation aux conditions réelles du terrain. C'est pourquoi dans le cadre de l'inoculation de vers de terre nous avons ici souhaité suivre les impacts de l'inoculation d'une communauté de vers de terre plurispécifique locale, issue de prairies environnantes. Les résultats obtenus avec ces communautés ont été comparés à l'inoculation de l'espèce de référence *Lumbricus terrestris* (Fig. 37). La question qui se pose ici est de savoir si l'inoculation d'une communauté locale présente des résultats différents de l'inoculation d'une seule espèce commerciale ayant préalablement montré des résultats significatifs dans un cadre contrôlé.

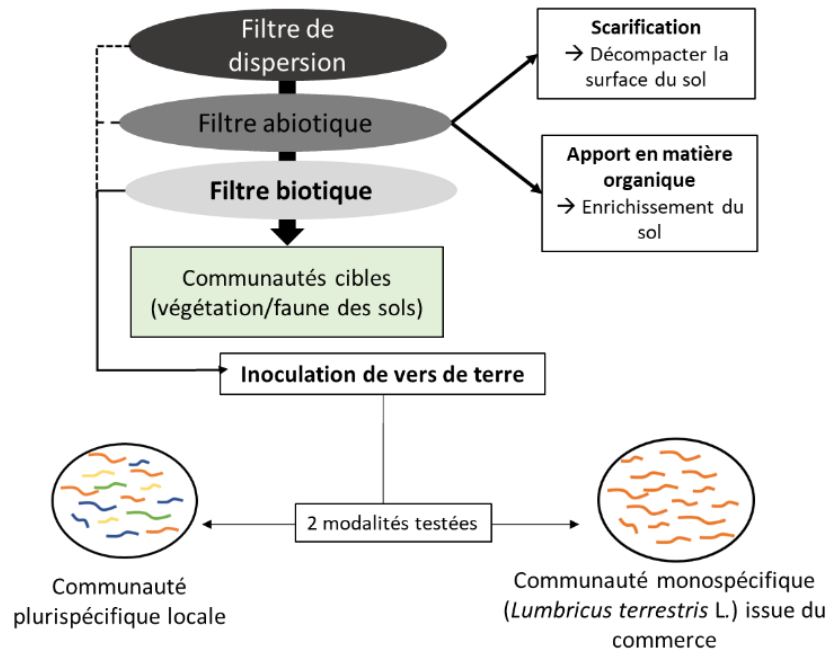


Figure 37 : Méthodes d’ingénierie testées dans le cadre de la restauration des technosols de l’ancienne raffinerie pétrolière de Reichstett et filtres environnementaux visés

2.2.2) Approvisionnement en espèces locales

2.2.2.1) Identification des prairies donneuses

Dans le cadre du protocole d’inoculation de communautés lombriciennes locales, une caractérisation de la faune des sols présente dans les prairies environnantes et une sélection des prairies donneuses a été nécessaire. La zone agricole à l’Est de la raffinerie appartenant anciennement à la raffinerie et ayant fait l’objet d’un diagnostic écologique en 2017 (Ecolor, 2017) a été sélectionnée comme zone source. Les relevés de végétation réalisés en 2017 par le bureau d’étude Ecolor (Ecolor, 2017) et une analyse des photos aériennes a permis l’identification de potentielles prairies à prospector. La sélection initiale des prairies à prospector a été faite selon les critères suivants :

- Présence d’une superficie supérieure à 0.3 hectares
- Présences de caractéristiques de zones humides (e.g. traces d’oxydoréduction dans les sols, cortège floristique typique)
- Disponibilité de données sur l’état de conservation (Cf : Ecolor, 2017)
- Recommandations et observations des acteurs et utilisateurs du site (agriculteurs et chasseurs)
- Facilité d’accès

Ceci a permis l'identification de 5 prairies potentiellement donneuses qui ont fait l'objet d'une caractérisation de la faune lombricienne (Fig. 38).



Figure 38 : Localisation des 5 prairies étudiées dans le cadre de la caractérisation de la biodiversité pédologique présente dans la zone agricole à l'Est de la raffinerie.

En orange et en partant du bas de la figure sont représentées les prairies 1 à 5. Le site d'étude est délimité par un trait noir en pointillés et la zone de compensation par un trait noir continu et un fond blanc (Source fond de carte : Géoportail, 2015).

Fin mars 2019, chacune de ces cinq prairies présélectionnées a été soumise à une estimation des communautés pédologiques présentes selon une version adaptée du protocole RMQSbiodiv (Cluzeau *et al.*, 2009). Le RMQS BioDiv a été créé en complément du RMQS (Réseaux de Mesure de la Qualité des Sols) apparu au début des années 2000 (Jolivet *et al.*, 2006). Il vise l'établissement d'un premier référentiel de la composante biologique des sols et de son activité grâce à une caractérisation de l'ensemble de la biodiversité des sols (Cluzeau *et al.*, 2009). La mise en place du protocole RMQSbiodiv a permis de standardiser les méthodes de prélèvement de la mésofaune des sols ainsi que l'inventaire des lombrics. Le protocole RMQSbiodiv est réalisé dans une parcelle de 34m de long sur 3 m de large (Fig. 39).

Dans le cadre de l'échantillonnage de la mésofaune des sols et de la faune lombricienne, 2 transects d'échantillonnages (Fig. 39) ont été placés par hectare alignés l'un à la suite de l'autre au centre des prairies présélectionnées. Des points d'échantillonnage de la mésofaune des sols et de la faune lombricienne sont répartis selon la configuration détaillée dans la figure 39. L'objectif est d'avoir à minima 6 zones

d'échantillonnages des lombriciens par hectares avec un minimum d'un transect par prairie même si cette dernière est inférieure à 0.5 hectares.

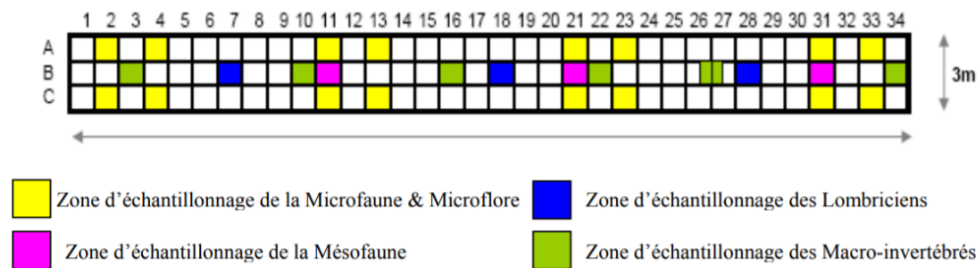


Figure 39 : Transect d'échantillonnage Biodiv, répartition des points de prélèvement des différents groupes de faune des sols. (Cluzeau *et al.*, 2009)

L'estimation de la densité en vers de terre a été réalisée selon le protocole moutarde détaillé dans le paragraphe 2.1.2.2. Les échantillons de vers de terre ont ensuite été ramenés en laboratoire pour des analyses complémentaires. Pour le prélèvement de la faune des sols, des échantillons de sols de 18cm par 18 cm par 18 cm ont été prélevés et ramenés en laboratoire. La faune des sols a ensuite été extraite pendant une semaine avec la méthode berlèse (Bremner, 1990 ; Smith *et al.* 2008) détaillée dans la partie 2.1.2.2 de ce chapitre.

Les relevés réalisés sur 5 prairies situées dans la partie agricole à l'Est (Fig. 38) ont mis en évidence une forte hétérogénéité en termes de densité en vers de terre. Cette forte hétérogénéité est aussi bien observée entre qu'au sein même de chaque prairie (Tableau 4).

Seules les prairies présentant un bon accès et une densité en vers de terre égale ou supérieure à 80 ind/ m² ont été sélectionnées comme prairies donneuses. Ce sont finalement trois prairies qui ont été sélectionnées (Prairie 1 ; 2 et 5 ; Tableau 5, Fig. 38). Les prairies 1 et 2 ont été gardées du fait de leur densité en vers de terre élevée (≥ 80 ind/m²). La prairie 3 présentait un accès limité et une densité moyenne en vers de terre, elle n'a donc pas été gardée. La prairie 4 présentait une densité en vers de terre bien trop faible d'environ 20 individus par m². La prairie 5, sélectionnée quant à elle sur conseil des usagers (chasseurs) du site, présentait une bonne densité en vers de terre (80 ind/m²).

Pour chacune des 3 prairies donneuses sélectionnées, 100 individus ont été prélevés aléatoirement afin d'estimer la répartition en classe des vers de terre selon les catégories, anéciques, épigés et endogés proposées par Bouché (1972). La répartition des vers de terre dans chacune des catégories a été identifiée à l'aide de la clé disponible sur le site de l'OPVT.

Estimation de la biomasse et de la taille moyenne

La biomasse moyenne de vers de terre par m² de la prairie a été estimée à partir de la pesé en laboratoire, à 0.1g près, du même lot de 100 individus. Cela a permis l'obtention d'une masse moyenne par individu. Cette

biomasse moyenne a été utilisée pour estimer avec l'aide de la densité par m² observée sur le terrain la biomasse en vers de terre par m² (Tableau 5). 50 des 100 individus utilisés pour l'estimation de la biomasse ont été mesurés, à 0.1cm près, à l'aide d'un double décimètre. La mesure prise correspond à la distance d'une extrémité à l'autre du vers le corps étendu. Cela a permis d'obtenir une densité de répartition des tailles de vers de terre dont les résultats sont détaillés dans la figure 40.

Tableau 5 : Caractéristiques des communautés lombriciennes présentes dans chacune des prairies sélectionnées

Les différentes catégories de vers de terre sont détaillées dans Bouché (1972) La mesure de la biomasse a été réalisée uniquement dans les prairies sélectionnées pour le transfert de vers de terre.

	Densité moyenne en vers de terre /m ²	Ecart-type	Prairies donneuses	Catégorie de vers de terre			Biomasse g/m ²
				Épigés (%)	Anéciques (%)	Endogés (%)	
Prairie 1	71,9	51,8	X	1	3	96	47.5
Prairie 2	82,3	83,7	X	3	1	96	23.6
Prairie3	69,3	20,0					
Prairie 4	13	13,9					
Prairie 5	80	/	X	4	47	49	80.8

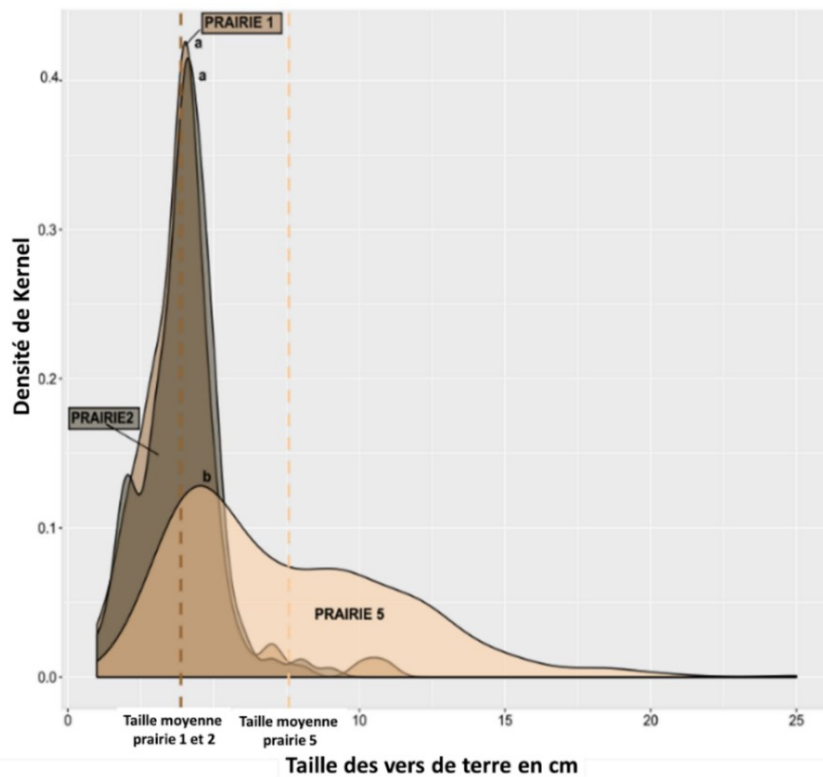


Figure 40 : Répartition des différentes catégories de tailles de vers de terre dans les prairies sélectionnées pour le transfert. Des lettres différentes signifient une répartition des tailles de vers de terre différente entre les prairies. (Test kruskall Wallis , $p > 0.05$). Les deux courbes les plus foncées représentent la répartition des tailles sur les prairies 1 et 2. La courbe claire correspond à la répartition des tailles dans la prairie 5.

À la suite de cette sélection 3000 individus ont été prélevés à la bêche et triés à la main dans ces trois prairies début mai 2019. En attente de leur transfert final sur la zone de compensation, ils ont été stockés quelques jours dans un mélange de compost et de terreau au réfrigérateur entre 6 et 8°C.

Les échantillons de faune des sols ont été traités selon les protocoles détaillés dans les parties 2.1.2.2 et 3 de ce chapitre. Ces relevés ont été réalisés afin d'obtenir un point de comparaison entre les données observées sur la zone de compensation et celles observées sur des prairies situées à proximité. Les résultats ont montré une densité maximum de 1150 ind/m² toutes espèces confondues (Fig. 41a) et une forte variabilité inter et intra site (écart type élevé, Fig. 41a). La valeur de QBS observée dans ces prairies est également très moyenne avec une note aux alentours de 65 à 75 (Fig. 41a) alors que la référence établie pour un sol de bonne qualité biologique est de 93.7 (Menta *et al.*, 2018a). En termes de composition on observe majoritairement la présence de fourmis et d'autres hyménoptères vivants dans et en surface des sols rapidement suivis par des acariens (Fig. 41b).

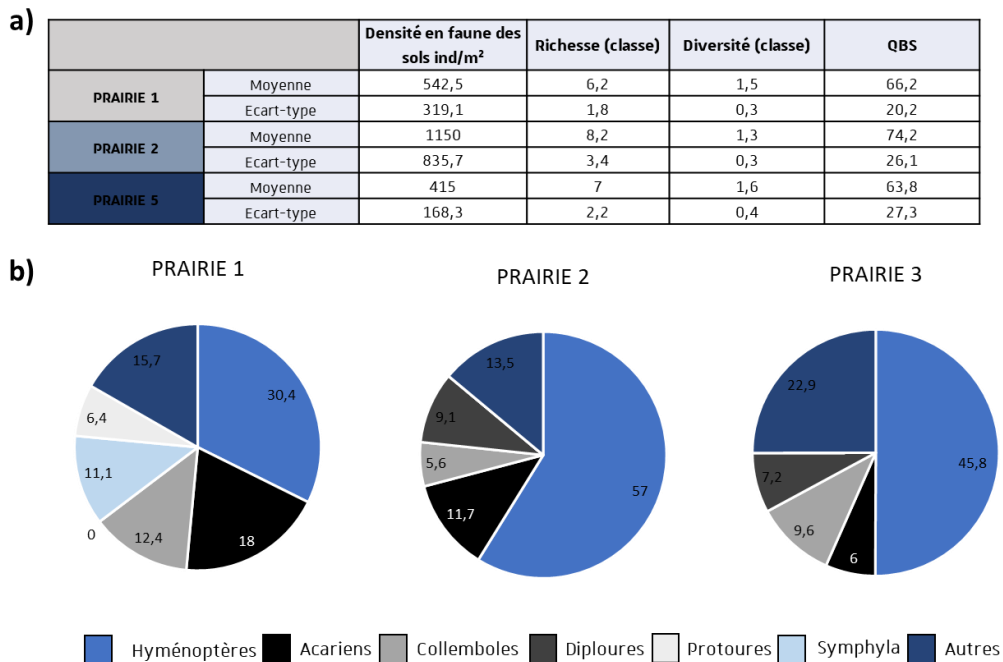


Figure 41 : Composition et caractéristiques des communautés de faune des sols présentes dans les prairies sources de vers de terre.

a) Tableau récapitulatif des densité, richesse et diversité observée pour la faune des sols. Le QBS (Parisi *et al.*, 2005) est un indicateur de qualité des sols basé sur une analyse morphologique de la mésofaune. **b)** Composition faunistique observée dans les échantillons prélevés. Les chiffres annotés correspondent aux pourcentages moyens de chaque groupe dans les échantillons Prairie 2 et 5 N= 3 et prairie 1 N=5

2.2.3) Protocole expérimental de restauration des technosols

Sur chacune des zones de test identifiées dans le paragraphe 2.1, 5 modalités ont été testées : scarification (SCA), apport de matière organique (POS), inoculation de communautés lombriciennes locales (EWL), inoculation d'une communauté lombricienne commerciale (EWC) et une modalité témoin (CTL). La modalité témoin (CTL) correspond à des placettes où aucune action de restauration n'a été réalisée. Ces placettes ont été mises en place pour confirmer que les résultats obtenus, s'ils sont différents de T0 (données 2019), sont bien dûs aux techniques d'ingénierie testées et non pas à une évolution naturelle du sol.

Les différentes méthodes ont été réalisées dans des placettes circulaires de 2m² à raison de 5 répliquas par méthode, soit un total de 25 placettes par zone de test (Fig. 29). Du fait de la faible profondeur de la nappe au niveau de la zone très hygrophile (Z3), le choix a été fait de ne pas inoculer de vers de terre afin d'éviter la noyade de ces derniers. Seules 15 placettes ont donc été disposées dans cette zone (SCA, POS, CTL). Les placettes ont été réparties aléatoirement à 7m de distance l'une de l'autre. La répartition des différentes expérimentations est présentée dans la figure 29. Le choix de cette distance a été fait pour retarder la contamination des placettes entre elles, et ce notamment pour les vers de terre. Le choix de placettes circulaires avait été initialement réalisé afin de faciliter l'étude la dispersion des vers de terre au cours du temps via un suivi de la production de turricules et la mesure de leur distance par rapport au centre de la placette. Ce suivi n'a pas pu être réalisé du fait de la difficulté d'identification des turricules une fois la végétation bien développée. La répartition des placettes et la délimitation des zones d'étude ont été réalisées en mars 2019. Les expérimentations ont débuté le 15 mai 2019 (Fig. 28).

Scarification.

Les placettes sélectionnées pour la scarification ont été scarifiées de manière homogène sur l'ensemble de la placette sur une profondeur d'environ 7 à 10 cm à l'aide d'une scarificatrice manuelle (Fig 42).



Figure 42 : Scarification d'une placette expérimentale à l'aide d'une scarificatrice manuelle
(Photo G.Jacek, mai 2019)

Inoculation de vers de terre

Les vers de terre ont été inoculés au sein d'unités d'inoculation (Butt *et al.*, 1997). Ces unités correspondent à des sacs de 3 L composés de 60 % de terreau organique bio, de 35 % de compost préréprouvé à 70°C pendant 48h à l'étuve, et de 5 % d'un mélange de café moulu et de calcaire (adapté de Butt *et al.*, 1995 ; Butt *et al.*, 1997). Les EIU, dont les concentrations totales de carbone et d'azote étaient respectivement de 30% et de 1,2%, fournissent un apport initial de matière organique pour faciliter l'établissement des vers de terre dans le sol de la friche industrielle.

Chaque EIU contenait 32 individus. Cinq EIU ont été soigneusement inoculées, selon les modalités présentées dans la figure 43, à une profondeur d'environ 30cm puis recouvertes de sol. L'objectif est ici d'avoir par placette une densité de 80 vers de terre/m². Cette densité est conforme aux valeurs trouvées dans une revue de la littérature (Forey *et al.*, 2018) et à la densité observée dans les prairies environnantes.

Les unités d'inoculation de vers de terre commerciaux étaient complétées de *Lumbricus terrestris* collectés auprès d'un grossiste de pêche. Les unités inoculées avec des vers de terre locaux étaient composées aux deux tiers d'individus anéciques et un tiers d'individus endogés prélevés dans les prairies locales (cf 2.2.2). Aucune sélection n'a été faite sur l'espèce, la taille ou la biomasse des individus inoculés.

Un soin particulier a été apporté pour limiter la perturbation du sol lors de l'inoculation. Les placettes inoculées avec des vers de terre ont été protégées avec un filet anti-oiseaux pendant les 3 premiers mois d'expérimentation afin de limiter les potentiels risques de prédation par les oiseaux (Fig 43).

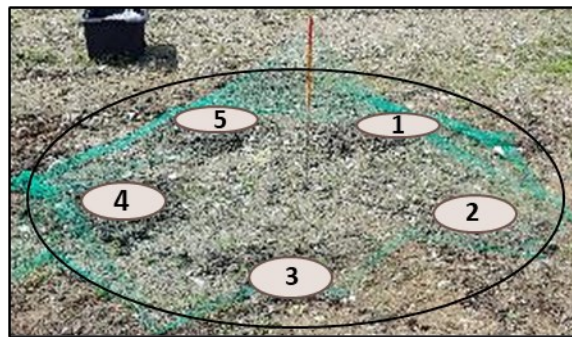


Figure 43 : Répartition des unités d'inoculation dans les placettes expérimentales dédiées

La ligne noire représente le périmètre extérieur de la placette. Un marquage en bois représente le centre de la placette. Les chiffres de 1 à 5 correspondent aux zones d'inoculation des 5 EIU associées à la placette. Ces dernières protégées par le filet anti-oiseaux (vert) (Photos G.jacek, mai 2019)

Apport de matière organique

Le protocole d'inoculation de matière organique est similaire au protocole d'inoculation de vers de terre à l'exception que les unités d'inoculation ne présentaient pas de vers de terre.

2.3) Suivi des impacts des expérimentations

Les suivis présentés ci-dessous ont été réalisés dans les placettes expérimentales, un an après la mise en route des expérimentations, en mai 2020. Ces suivis ont également été réalisés en mai 2020 sur 5 placettes mises en place dans chacune des prairies de référence (2.1.4). Les placettes localisées dans les prairies de références ont été placées de manière aléatoire afin d'avoir une image la plus complète possible de ces dernières (Annexe 12b).

Suivi de la végétation

L'impact des différentes méthodes a été suivi sur le pourcentage de recouvrement, la richesse spécifique, la biomasse de la végétation et la proportion d'espèces invasives présente dans chaque placette. Pour cela le recouvrement total a été estimé sur chacune des placettes de 2m². Un relevé de végétation a été réalisé et un pourcentage de recouvrement associé à chaque espèce identifiée. La richesse spécifique et le recouvrement par espèces a permis l'évaluation de la diversité spécifique de chaque placette au travers de l'indice de Shannon-Weaver. Ce dernier varie de 0 à 1. Plus la valeur de l'indice est proche 1 plus la diversité est forte et inversement plus la valeur est proche de 0 plus la diversité est faible. Cet indice noté H' est calculé selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

pi correspond à la proportion de l'espèce i dans l'échantillon, ici au pourcentage de recouvrement

Un sous-quadrat de 30cm par 30cm a été placé dans chaque placette. Ce sous-quadrat a été sélectionné de manière à être représentatif du recouvrement général et de la composition végétale observée sur l'ensemble de la placette. La végétation présente dans ce sous-échantillon a été récoltée via une fauche à 1cm du sol et ramenée en laboratoire pour des analyses complémentaires. Une fois en laboratoire l'échantillon a été trié en 3 catégories : graminoides (poacées, cypéracées, joncacées), fabacées et autres. Les échantillons ainsi triés ont été mis à sécher pendant 3 jours à l'étuve à 70°C. Une fois sec ils ont été pesés à 0.01g près.

Caractéristiques physico-chimiques et de la faune du sol

Sur chaque placette la compaction de surface a été estimée via la réalisation au pénétromètre (voir 2.1.2.1) de 10 points de mesures réalisés de manière homogène sur chaque placette. Tout comme pour la caractérisation réalisée à T0, 4 prélèvements (A, A', B et C, partie 2.1) ont été réalisés sur chaque placette. L'ensemble de ces échantillons ont été prélevés au centre de la placette dans la partie non directement affectée par les méthodes d'inoculation des vers de terre ou d'apport de matière organique. Les échantillons ainsi prélevés ont été traités selon les protocoles détaillés dans la partie 2.1.2 afin d'estimer les caractéristiques physicochimiques détaillées dans le tableau 3 mais également la densité, la richesse spécifique et la composition de la faune des sols. La diversité de la faune des sols a également été évaluée à l'indice de Shannon détaillé ci-dessus.

Pour des raisons techniques et de temps d'expérimentation seule une des deux zones mésophiles (Z1) a été suivie à T+1an. La zone 1bis n'a pas été préservée pour l'analyse à T+1an car elle présentait une zone de passage de véhicule qui séparait la zone expérimentale en 2.

Les résultats obtenus à T+1 an sont décrit sous la forme du **manuscrit B** dans le chapitre 3.

Chapitre 3 : Restauration des technosols de friches industrielles

Les caractéristiques pédologiques des technosols de friches industrielles et leur restauration est un des freins majeurs à la création d'espaces naturels sur d'anciennes friches industrielles. La création de la zone de compensation sur le site de Reichstett est issue d'une excavation des terres superficielles de la raffinerie pour rapprocher le niveau de la nappe de la surface. Les merlons entourant la zone humide correspondent eux à un entassement des sols superficiels, préalablement dépollués, issus de l'ensemble de la raffinerie. Malgré leur dépollution ces sols présentent donc encore de nombreuses caractéristiques des technosols présentés dans l'introduction. Les mesures de dépollution, en partie réalisées ex-situ ont également fortement impactées les caractéristiques pédologiques de la zone de compensation. Cette dernière représente donc un terrain idéal pour le test du transfert des techniques de restauration des sols existantes sur des sols fortement dégradés.

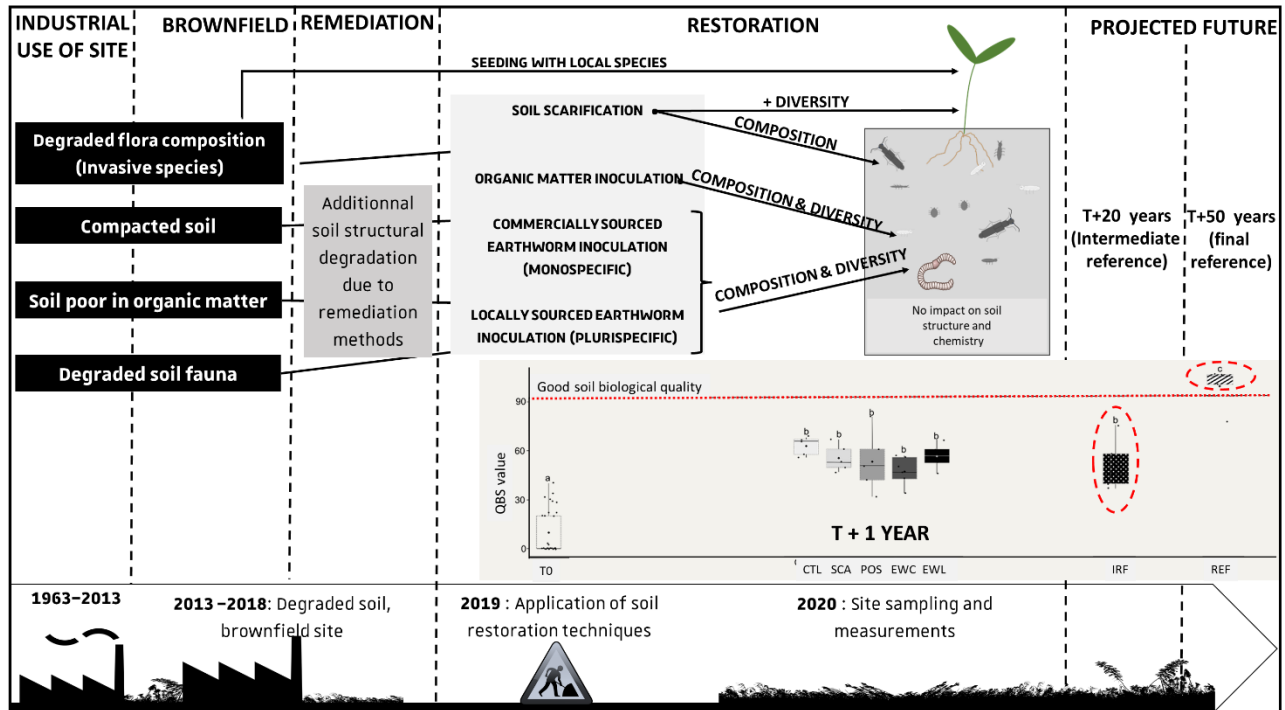
Trois approches de restaurations ; chimique (enrichissement en matière organique), physique (scarification) ou biologique (inoculation d'une espèce ingénieuses) ont été testées sur la zone de compensation. Les critères de sélection et l'application de ces méthodes sont décrits dans le chapitre 2. Ce chapitre correspond aux résultats issus de l'application du protocole détaillé dans le chapitre précédent. La première partie consiste en un article soumis à la revue « Ecological engineering » qui reprend le protocole et les résultats obtenus sur la zone hygrophile. La seconde partie comprend l'analyse des résultats observés dans les autres zones de test.

1) Using engineer species in brownfield soil restoration: a real opportunity to reclaim abandoned areas? (Manuscript B In prep. 2021 Ecological engineering)

JACEK Guillaume ^{*1;2}; ROZAN Anne ^{1;3}; COMBROUX Isabelle ²

Highlights

- We tested various soil restoration techniques in a brownfield site and evaluated their respective effects on soil fauna, soil physicochemical properties, and vegetation one year after treatment.
- Inoculated local, multispecific earthworm communities experienced a greater survival than inoculated monospecific, commercially sourced earthworms.
- The transfer of engineer species, such as earthworms, to degraded environments is not straightforward despite these taxa showing positive results in laboratory mesocosms.
- Improving the biological quality of soils as a habitat for soil fauna is a long-term process and not necessarily linked linearly to the improved physicochemical quality of soils and vegetation cover.



Abstract

Reducing land consumption and enhancing soil ecosystem services are key elements of sustainable urban development. Soils in urban areas are highly degraded and often require direct intervention to restore or repair ecosystem services. Although several approaches exist for restoring soil functionality, field-based comparisons of these restoration techniques are few. This paper compares soil properties, soil fauna, and vegetation after treatment with various soil restoration methods (scarification, addition of organic matter, and inoculation of engineer species) performed on a former oil refinery brownfield.

One year post-treatment, we observed no significant changes in soil structure and chemistry; however, scarification of the topsoil improved plant diversity and the composition of soil fauna. The addition of earthworms as an engineer species did not significantly alter soil structure or improve plant recolonization. Furthermore, these added species experienced a low survival rate. Comparative analysis with reference grassland sites highlighted that even if we could observe an improvement in the physicochemical properties of the soil or an improvement in vegetation quality, the restoration of a “good biological quality” soil requires an extended period. We conclude that scarification could be a good initial step to restore some aspects of brownfield soils. The use of engineer species—in its current form—is not a viable approach for a wider application to severely degraded soils, despite promising results for their use under controlled conditions. Further research is needed, particularly in regard to the use of local species.

Keywords : soil health, earthworm inoculation, ecological restoration, wet meadow, plant and soil fauna restoration, soil scarification

Introduction

Healthy soils are critical for allowing ecosystems to provide associated ecosystem services. Soils play a key role in multiple processes, including acting as a center of biogeochemical cycling, providing a substrate for vegetation, serving as a complex habitat for ensuring greater biodiversity, and acting as a buffer against the impacts of extreme events (Adhikari and Hartemink, 2016; Morel *et al.*, 2015). They also contribute significantly to the global carbon cycle (Åmpoorter *et al.*, 2011; Morel *et al.*, 2015; Rhee *et al.*, 2006; Schlesinger, 1999; Srivastava *et al.*, 2012), storing approximately 2500 Gt of carbon (Lal, 2008). Urban expansion, however, has markedly increased land consumption and the loss of soils. Artificialization strongly affects the capacity of soils to provide ecosystem services (Pereira *et al.*, 2018). These soil loss-related concerns are increasingly an element of national (Desrousseaux, 2014; Desrousseaux *et al.*, 2019) and European (Naumann *et al.*, 2019; Stankovics *et al.*, 2018) urban legislation, particularly in the development of sustainable urban planning policies. Recent urban planning that aims for more sustainable land use has led to attempts to limit urban sprawl and land artificialization. These policies also integrate the creation of soft-use areas in urban and peri-urban cores. These often reclaimed sites provide a range of ecosystem services that depend on proper soil functioning (Minixhofer and Stangl, 2021; Teixeira da Silva *et al.*, 2018). Soils in urban and peri-urban areas are often degraded, and soil engineering and restoration methods must often be applied to fulfill the objectives of sustainable urban planning policies.

Soil invertebrate communities are a key factor in restoring soil functionality (Contos *et al.*, 2021). As observed for plant communities (Lortie *et al.*, 2004), the composition of soil fauna colonizing a site is limited by multiple environmental factors, including the biotic and abiotic soil conditions and the low dispersal potential of these soil faunal communities (Contos *et al.*, 2021). There is thus a strong demand for ecological engineering techniques that can overcome these biotic, abiotic, and dispersal-related limitations and restore soil health. Despite its key role, the soil is often overlooked in ecological restoration projects relative to the more visible vegetation, water, and biodiversity components (Morel *et al.*, 2015).

Natural dynamic soil restoration is a relatively new discipline, although many techniques already exist for restoring aspects of soil integrity, each approach impacting one or more components (biological, physical, and chemical). For example, soil scarification can reduce soil compaction, promoting plant growth (Montalvo *et al.*, 2002) and improving water infiltration (Ashby, 1997; Hamza and Anderson, 2005; Lacey, 2008). Depositing organic matter or biochar can increase nitrogen and carbon availability, thereby improving plant colonization and heightening microbial activity (Carabassa *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020; Tejada *et al.*, 2009a; Tejada *et al.*, 2009b). More recently, the use of engineer species, such as earthworms or ants, has been proposed to restore multiple aspects of degraded soils (Åmpoorter *et al.*, 2011; De Almeida *et al.*, 2020; Jouquet *et al.*, 2014; Singh *et al.*, 2016). Earthworm activity improves various soil structural properties, including porosity (*e.g.*, Blanchart *et al.*, 1997; Bottinelli *et al.*, 2010; Shipitalo and Le Bayon, 2004), aggregate stability, water infiltration, and the regulation of biogeochemical cycles (Blouin *et al.*, 2013; Ketterings *et al.*, 1997; Shipitalo and Le Bayon, 2004; Zhang *et al.*, 2013). Under partially controlled conditions, the inoculation of earthworms, such as *Lumbricus*

terrestris L. (1758), can also increase the plant biomass of aboveground grassland vegetation (Forey *et al.*, 2018).

The various existing soil restoration techniques offer a means of reclaiming abandoned urban areas. Brownfields, for example, are often characterized by large areas located in urban and peri-urban areas containing traces of past human activity and potential pollution (Alker *et al.*, 2000). The redevelopment of these sites could limit urban sprawl and offer mixed-use areas having green or semi-natural spaces (Jacek *et al.*, 2021). The soils of brownfield sites are, however, often heavily degraded by past activities and can be qualified as "technosols"; the soils are often compact, recently disturbed, and rich in technical materials from human activity (bricks, concrete blocks; Morel *et al.*, 2015). Remediation method used to redevelop these sites often contributed to add further structural and biological degradation to already heavily impacted soils (O'Brien *et al.*, 2017). Therefore, without any explicit ecological engineering actions, these soils do not experience a rapid colonization by a diverse vegetation community and lack strong ecological dynamics that favor the restoration of ecosystem services (Pereira *et al.*, 2018).

The use of soil restoration methods on brownfield sites remains limited, in particular the applications using engineer species such as earthworms (Jouquet *et al.*, 2014). Data on the efficacy and effects of introducing earthworms into highly degraded sites are lacking, and few studies have compared mechanical, chemical, and biological restoration approaches in the field. Here we compare current methods that aim to overcome poor soil conditions (i.e., limited soil species dispersal and unfavorable biotic/abiotic conditions) and restore soil health and functionality. Our study sites lie within a wet meadow created on a former industrial site as a compensatory land reclamation measure. We analyze the efficacy of inoculating soils with earthworms and test the effect of earthworm sourcing (commercially sourced vs. local species). We also compare earthworm inoculation with the ecological engineering techniques of scarification and organic matter addition. These techniques are compared by evaluating the above surface vegetation, soil faunal communities, and soil physicochemical properties one year after treatment.

The results presented in this article correspond aim to evaluate the rapid evolution of the soil after 1 year according to the different approaches tested. Forey *et al.* (2018) demonstrated that the inoculation of earthworms had, after one-year, positive impacts under semi-controlled conditions on the plant biomass and the soil fauna and an absence of results on soil physico-chemistry. We are trying to see if similar results could be observed when transferring these methods directly to the field under highly degraded conditions.

Materials and methods

Study site

The study was conducted on a restored wet meadow created on the former Reichstett oil refinery (France) site. The site is located 15 km north of Strasbourg (Alsace) (48°39'45.84"N, 7°46'2.75"E) and 5 km west of the Rhine River. The site lies on an alluvial floodplain characterized by a high density of wet meadows and wetlands (Fig. 1). After 50 years of refining activities, the Reichstett refinery closed in 2013, leaving behind a highly impacted

industrial wasteland that was heavily polluted with hydrocarbons. Soil remediation and the dismantling of infrastructure occurred between 2016 and 2018, and the site was redeveloped into a business park.

Apart from the transformation of the brownfield, the redevelopment also led to the destruction of a natural wetland area leading to the implementation of biodiversity offset measures. This compensatory site was implemented directly on a southern part of the former brownfield (Fig 1). Excavation of the wetland brought the water table closer to the ground surface and created a wetland characterized by a moisture gradient and two temporary ponds (Fig. 2).

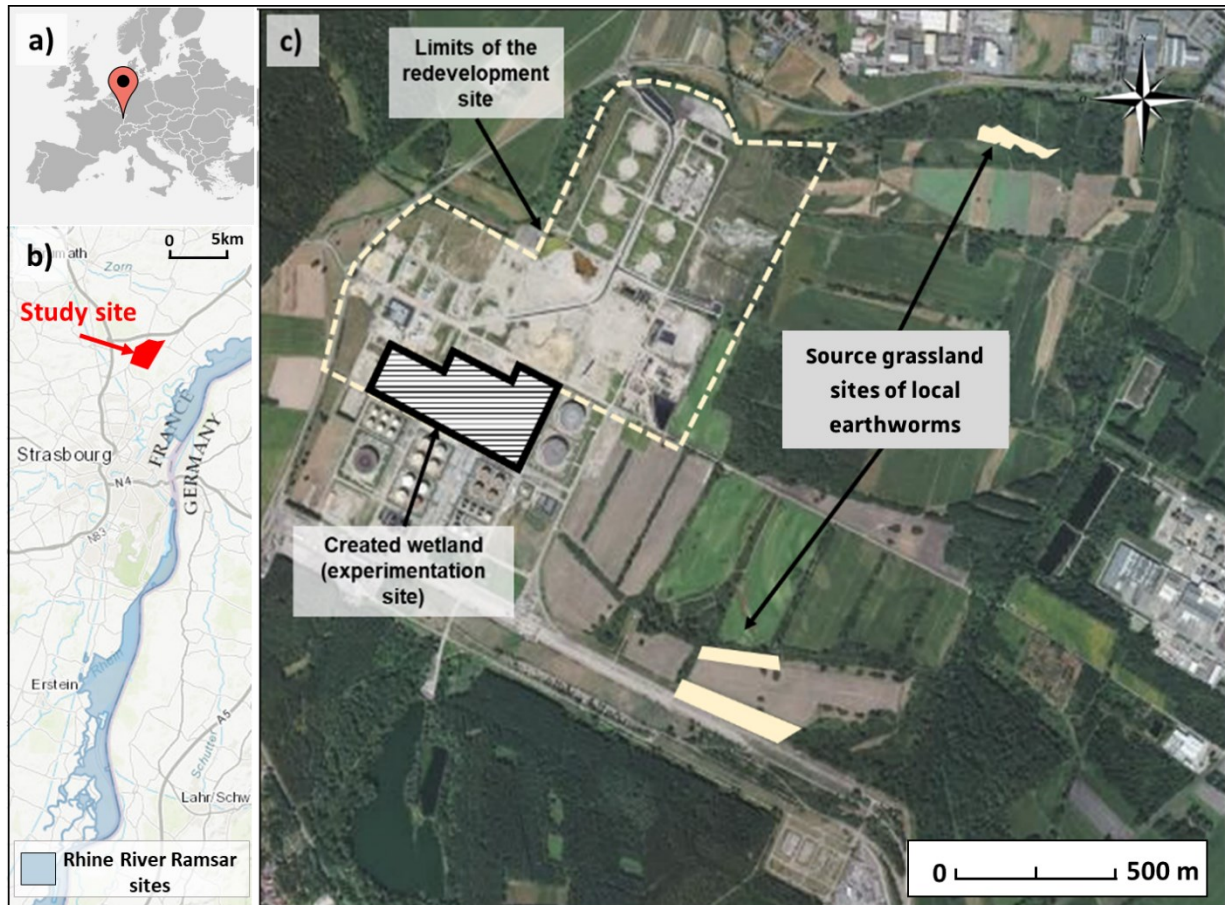


Fig 1 : Study site location and delimitation. **a** Study site location in eastern France, **b** location of the site on the Rhine River floodplain, **c** delimitation of the experimental site and the grassland source area of the local earthworm communities. Map sources: **b** Géoportail : ESRI world topographic map, **c** Google Earth, 2020

In 2016, preliminary studies (Jacek and Combroux, 2017) used the seedling emergence method to assess the site's soil seed bank (Boedeltje *et al.*, 2002; Combroux *et al.*, 2001). This preliminary assessment highlighted a limited seed bank and concluded there was a high risk of invasive species becoming established (Fig. 2). Therefore, the site was seeded with a specific mix of locally sourced ("Vegetal Local"[™]) wet meadow species in May 2019. The seed mixture was sown at a rate of 7 g/m² and comprised 25 species, including Poaceae (7

species), Fabaceae (*Lotus pedunculatus*), and a mix of other species (17 taxa; Fig. 2). In terms of percentage, the seed mix comprised 70% Poaceae seeds and 30% other taxa.

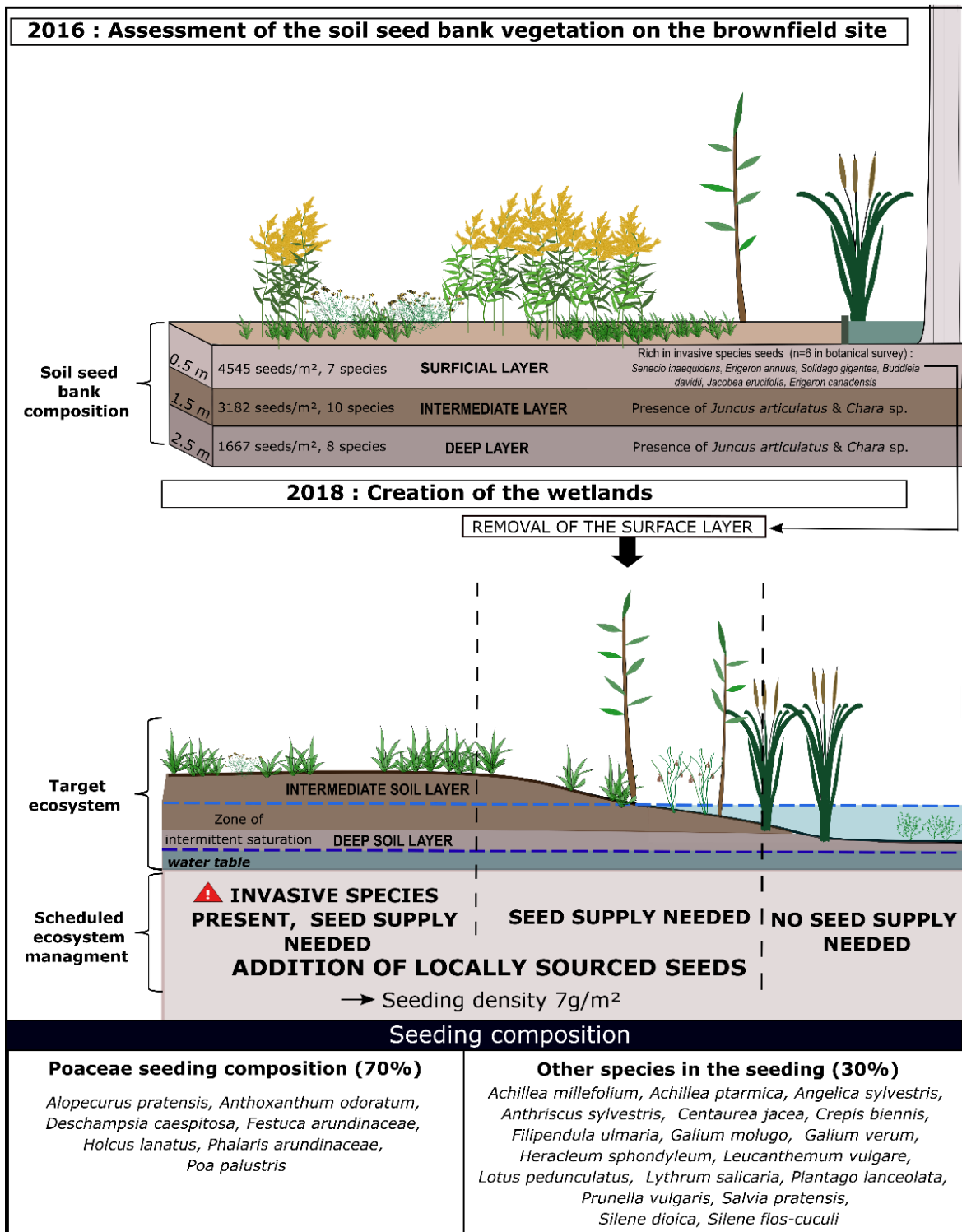


Fig. 2 Vegetation restoration scheme for the created wet meadow habitats following an initial soil seed bank analysis and a botanical inventory of the brownfield site in 2016

The soil of the study site was composed of sand (69%), silt (about 25%), and clay (6%). The soil pH averaged 7.9, and total carbon and nitrogen contents were exceptionally low (0.47% and <0.05%, respectively, in the tested samples). The water table was at 30 to 50 cm depth (Fig. 2).

We used two nearby restored wet meadows as reference sites; both sites are located on the Rhine floodplain. We selected the Woerr site as an intermediate reference (IRF) due to its history. The site corresponds to a former gravel extraction site where soils were strongly impacted by soil surface removal and extraction. After the activities stopped, a part of the site was used for corn production and restored in 2000 as wet meadow. This wet meadow, located 50 km north of the experimental site (48°58'26.05"N, 8°13'25.82"E) has been a naturally functioning grassland for about 20 years and is managed by the "Département du Bas-Rhin." Its soil is characterized by an average concentration of silt of about 56%, then 22% of sand and finally 22% of clay with a very low percentage of coarse elements (<1%).

The soils of the second reference site, the Schersand, are mainly sandy-silty with a composition of 45% silt, 41% sand and 14% clay. They present a percentage of coarse elements lower than 1%. This wet meadow, located 25 km south of our study site (48°27'5.34"N, 7°43'51.16"E) is managed by the "Conservatoire des espaces naturels d'Alsace," and has been a naturally functioning area for more than 50 years. The Schersand site was selected as our final reference meadow (REF).

Soil restoration techniques

An initial characterization of the experimental area to identify starting conditions was conducted from March to May 2019 and is referred to as T0 in the remainder of this article (See field protocol). At the 15th May 2019, we applied four soil restoration techniques to plots across the experimental area : inoculation of a local multispecific earthworm community (EWL), inoculation of a monospecific community of commercially grown *Lumbricus terrestris* (EWC), soil surface scarification (SCA), and localized inoculation of organic matter (POS). We also delineated untreated control plots (CTL). Each technique was performed on five randomly and heavenly distributed circular replicates of 2 m², placed 7 m apart. This distance was selected to prevent or at least limit contamination by earthworms migrating from the other replicates during the initial year of testing. We assumed this distance was sufficient for the first years of testing, as Butt *et al.* (2004) observed the maximum density of selected earthworms at an average of 10 m from the initial inoculation site after ten years. The circular shape of the plot was selected to study the dispersion of earthworm through cast counting and distance from plot center.

We collected local earthworm communities (EWL) from wet grasslands in the agricultural areas located within 1 km to the east of the study site (Fig. 1). We identified these three source sites after an initial characterization of the surrounding grasslands earthworm density using the mustard extraction method (Lawrence and Bowers, 2002). We only selected wet meadows presenting an earthworm density equal or higher to 80 individuals per square meter. Earthworms were collected by hand without any sizing or sorting of species. The commercial worm inoculum (EWC) consisted of adult *Lumbricus terrestris*, an anecic species already used in other soil

restoration projects (e.g. Forey *et al.*, 2018). We ordered these worms from a fishing bait wholesaler, and we verified the received species.

We added the earthworms to 3L adapted earthworm inoculation units (EIUs) composed of 60% organic potting soil, 35% pre-sterilized compost, and 5% coffee ground–limestone mixture (adapted from Butt *et al.*, 1995; Butt *et al.*, 1997). The EIUs, having total carbon and nitrogen concentrations of 30% and 1.2%, respectively, provided the initial supply of organic matter to facilitate the establishment of earthworms in the brownfield soil. Each EIU contained 32 individuals. Five EIU were carefully inoculated per replicate in conformation shown in figure 3, to obtain a density of 80 earthworms/m² (Fig. 3). This density is consistent with values found in a literature review (Forey *et al.*, 2018) and the density observed in the surrounding grasslands. For local communities, inoculation units comprised multiple species with approximately two-thirds anecic species and one-third endogenous species. Commercial units were only composed of *L. terrestris*.

The units were placed 30cm deep in the conformation shown in figure 3 then covered with 5cm topsoil. Special care was taken to limit soil disturbance during inoculation. Each earthworm plot was covered with a bird net for the 3 first month to avoid impact of birds predation on earthworm population. Scarification (SCA) involved scraping the top layer of soil to a depth of 10 cm (Fig. 3).

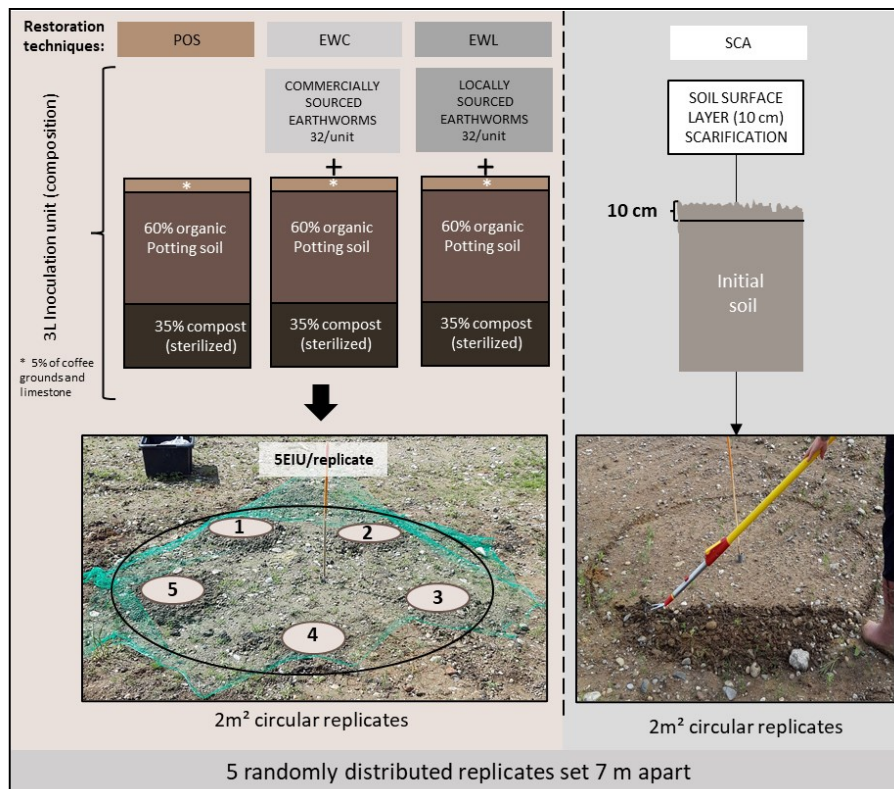


Fig. 3 Description of the tested soil restoration techniques; (*left column*) techniques using earthworm inoculation units (EIU) containing 32 commercially sourced earthworms (EWC), 32 locally sourced earthworms (EWL), or no earthworms (POS); (*right column*) mechanical soil surface scarification (SCA). 1-5 Equidistant location of the five EIU in the replicate protected from birds by a net (*left photo*). Scarification method (*right photo*)

We prepared a similar EIU mixture (without earthworms) for the organic matter inoculation technique (POS). As for earthworm inoculation, each POS replicate was inoculated with five 3 L units buried 30cm deep and placed as shown in figure 3. (Fig.3).

Field survey and laboratory analysis

Soil initial conditions characterization field sampling protocol (T0)

An initial characterization of the area to identify baseline conditions was conducted from the 20th of March to the 10th of May 2019 and is referred to as T0 in the remainder of this article. 11 sampling points were placed in a homogeneous way in order to obtain an overall characterization of the test area. At each sampling point, 2 samples of 520 cm³ (S= 103cm²; H=15cm) from the top 15 cm of soil were taken at the end of March 2019 using a corer. These samples were later used to perform laboratory physicochemical soil analysis. A surface soil sample was taken with a metal cylinder of 250 cm³ (D=8cm, H=5cm) to assess surface bulk density. An additional sample of 520 cm³ of the top 15 cm of soil was taken in early May 2019 to collect soil fauna.

In addition, prior to the start of the experiment (May 2019), 10 soil surface compaction measurements were taken in each experimental test plot replicate using the UTS-0078 pocket penetrometer, 0-5 kgf/cm².

T+1 years field sampling protocol

In May 2020, we returned to the sites to determine vegetation species richness, cover and diversity for each plot. For our functional analysis, we assigned each plant species to one of the following functional groups: graminoids (including Poaceae, Juncaceae, and Cyperaceae), leguminous (Fabaceae), and other forbs (all other species). Percentage cover, species richness, and species diversity were assessed for each class in each plot. Because of vegetation overlap, total coverage can exceed 100%. For each replicate, we removed a 30 cm × 30 cm sample of aboveground vegetation, cut the plants' base to not include roots, and then sorted the collected vegetation among the various previously described classes. The subsample was placed in order to be representative of plot composition and cover percentage. The samples were brought back to the laboratory, sorted, dried at 70 °C in an oven for three days, and then weighed to obtain the functional dry biomass, which we used as a surrogate of plant productivity.

At the same time, 4 samples of the top 15 cm of soil were collected the center of each plot: 3 samples of 520cm³ for physicochemical and soil fauna analysis using a corer. One sample was collected in the topsoil using a 250cm³metal cylinder (D=8cm, H= 5cm) specifically created for bulk density evaluation.

Laboratory analysis

Bulk density samples were dried in the oven at 105°C for 24h then weighted with a precision of 0.1g. Bulk density was evaluated by estimating the ratio between dry soil mass and soil sample volume (250cm³). Soil samples used for physico-chemical analysis were air-dried for 4 days during which big soil clods were broken manually. One of the two sample taken in each plot for physicochemical analysis was then weighted, and the 3-5mm aggregates size class recovered by sieving the soil. Soil aggregate stability to slow and fast wetting was assessed on these 3-5mm aggregates using Le Bissonais (1996) method (ISO 10930 :2012). The second 520cm³

sample was sieved to 2mm and dried at 40°C for 48 hours. 20g of dry sieved soil (<2mm) was ground to a 250µm thin powder and used to measure total soil carbon and nitrogen content using an elementary analyser FLASH 2000 NC - Thermo Fisher Scientific at with an accuracy of 0.05%.

Soil fauna was extracted from third sample using the Berlese-Tullgren method (Bremner, 1990). In this method, samples were exposed for 4 days to a 70W halogen light creating a dry heat gradient in the soil sample previously placed in a funnel. A container at the end of the funnel containing 70% ethanol was used to recover and preserve the soil fauna. Individuals were sorted and identified down to the class level. We divided the Collembola into three functional groups : epiedaphic, hemiedaphic, and euedaphic, following the classification of Bokhorst *et al.* (2017).

Data analysis

Statistical analyses were performed using R software (R Development Core Team, 2021). We used univariate analyses to detect any significant effects of each of our treatments and significant differences with initial conditions or the reference sites. We tested for normality and homoscedasticity using, respectively, Levene and Shapiro tests with an $\alpha = 0.05$; the results indicated whether subsequent analyses required a parametric or a nonparametric test. We ran one-factor ANOVA as a parametric test and Kruskal-Wallis for any nonparametric tests. To discriminate the effect of the various treatments on vegetation, we performed nonmetric multidimensional scaling (NMDS) using the R package vegan (Oksanen *et al.*, 2020). NMDS condenses multidimensional information into a 2D representation (Mead, 1992). Finally, we assessed the biological quality of the soils using the QBS (soil biological quality index) method (Menta *et al.*, 2018a; Parisi *et al.*, 2005), which is based on the analysis of the morphological characteristics of individual fauna. Standard deviation was used to represent the heterogeneity inside the sample.

Results

Effects of soil restoration techniques on vegetation recolonization

One-year post-treatment, all replicates presented a relatively high vegetation coverage, although no significant differences have been highlighted between the various restoration techniques and the control. The number of invasive species was slightly higher in the earthworm inoculation and scarification plots; however, we observed no differences in invasive species coverage among sites (Table 1). We observed 1.2 to 1.5 invasive species, predominantly *Solidago gigantea* and *Senecio inaequidens*, per replicate compared with 1.0 invasive species for the control and organic matter inoculation treatment. The dry biomass of graminoids was significantly lower in the commercial earthworm inoculation and organic matter inoculation sites relative to the reference sites. In the restored replicates, the coverage by leguminous species varied between 68.8% and 90.8%, whereas this coverage averaged 13.7% and 2.7% for the intermediate and final references, respectively. Scarification replicates seemed to harbor a higher plant diversity than all other techniques, in particular for nondominant species, yet this difference wasn't statistically significant.

Table 1 Effect of restoration technique on vegetation community characteristics (mean \pm standard deviation, $n = 5$). Different letters indicate significant differences between treatments according to one-factor ANOVA tests. No vegetation was present at the start of the treatments; control (CTL), soil scarification (SCA), organic matter (POS), commercially sourced earthworm inoculation (EWC), local earthworm community inoculation (EWL), intermediate reference grassland (IRF), reference grassland (REF) Values greater than 100% for coverage may occur because of vegetation overlapping

Plant communities	CTL	SCA	POS	EWC	EWL	IRF	REF	ANOVA
Plant cover (%)								
Total ¹	121 \pm 20.0	124 \pm 21.0	125 \pm 22.0	108 \pm 12.0	114 \pm 15.0	120.8 \pm 21.3	108.7 \pm 7.0	ns
Leguminous	87.0 \pm 19.9 ^a	68.8 \pm 26.1 ^a	90.8 \pm 19.7 ^a	81.72 \pm 9.4 ^a	82.1 \pm 20.7 ^a	13.2 \pm 19.1 ^b	2.7 \pm 1.3 ^b	***
Graminoïds	20.2 \pm 14.4 ^a	31.36 \pm 19.7 ^a	18.62 \pm 24.8 ^a	12.8 \pm 10.7 ^a	18.82 \pm 22.8 ^a	70.6 \pm 15.4 ^b	94.5 \pm 6.7 ^b	***
Other forbs	13.4 \pm 4.1	23.54 \pm 21.8	15.4 \pm 6.3	13.2 \pm 9.5	13.42 \pm 8.3	37.0 \pm 24.8	11.5 \pm 12.8	ns
Species richness (#·m ⁻²)								
Total	5.9 \pm 1.6	6.7 \pm 1.3	6.1 \pm 1.4	5.9 \pm 0.8	6.2 \pm 1.4	5.8 \pm 0.7	4.6 \pm 1	ns
Leguminous	1.9 \pm 0.8	1.6 \pm 0.4	1.8 \pm 0.6	1.7 \pm 0.7	1.8 \pm 1	1.2 \pm 0.5	0.9 \pm 0.2	ns
Graminoïds	1.9 \pm 1	1.8 \pm 0.4	1.9 \pm 0.6	1.7 \pm 0.6	1.8 \pm 0.9	1.4 \pm 0.5	2.1 \pm 0.4	ns
Other forbs	2.1 \pm 0.9 ^{ab}	3.3 \pm 1.4 ^{ab}	2.4 \pm 0.4 ^{ab}	2.5 \pm 0.3 ^{ab}	2.6 \pm 0.4 ^{ab}	3.4 \pm 1.1 ^b	1.6 \pm 0.8 ^a	*
Diversity index								
Total	1.47 \pm 0.33 ^b	1.96 \pm 0.49 ^b	1.42 \pm 0.12 ^{ab}	1.37 \pm 0.45 ^{ab}	1.41 \pm 0.25 ^{ab}	1.57 \pm 0.34 ^b	0.73 \pm 0.26 ^a	***
Leguminous	0.50 \pm 0.27	0.76 \pm 0.40	0.59 \pm 0.24	0.60 \pm 0.59	0.66 \pm 0.23	0.51 \pm 0.31	0.56 \pm 0.29	ns
Graminoïds	0.80 \pm 0.23	0.76 \pm 0.31	0.92 \pm 0.34	0.82 \pm 0.34	0.78 \pm 0.55	0.5 \pm 0.5	0.26 \pm 0.10	ns
Other forbs	0.98 \pm 0.60 ^{ab}	1.64 \pm 0.32 ^b	1.31 \pm 0.25 ^{ab}	1.34 \pm 0.17 ^{ab}	1.45 \pm 0.20 ^{ab}	1.32 \pm 0.12 ^{ab}	0.74 \pm 0.56 ^a	**
Dry biomass (g·m ⁻²)								
Total	1203 \pm 853.8	900 \pm 643.5	935 \pm 570	647.0 \pm 373.3	878 \pm 456	438.6 \pm 100.1	333.1 \pm 80	ns
Leguminous	915 \pm 786	665 \pm 545	812 \pm 515.5	595 \pm 36.8	729 \pm 523.12	12.3 \pm 11.5	3 \pm 2.9	ns
Other forbs	56 \pm 69.1	33.9 \pm 41.9	83 \pm 72.7	37.3 \pm 22.5	26 \pm 31	24.2 \pm 16.7	8.4 \pm 13.1	ns
Graminoïds	231 \pm 215.4 ^{abc}	201 \pm 147.3 ^{abc}	41 \pm 50 ^c	14.8 \pm 10.25 ^c	124 \pm 192.5 ^{ac}	402.1 \pm 98.9 ^b	321.7 \pm 80.6 ^{ab}	***
Invasive species								
Species (n)	0.4 \pm 0.55 ^a	1.2 \pm 0.45 ^b	0.8 \pm 0.45 ^{ab}	1.5 \pm 0.55 ^b	1.2 \pm 0.45 ^b	0.6 \pm 0.5 ^a	0 ^a	***
Cover (%)	4.2 \pm 4	2 \pm 2	3 \pm 5	7.2 \pm 10	6 \pm 8	1 \pm 1	0	ns

* $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$, ns : no significant difference

However, no significant impact of any methods could not be demonstrated, plant diversity was only significantly different when compared with the final reference. The final reference site presented a significantly lower species diversity, having a limited diversity of forbs and graminoids. *Bromopsis erecta* dominated the graminoids of the final reference site.

These differences were also observed when evaluating the specific plant composition of the sites (Fig. 4). NMDS clearly shows three distinct groups—at a medium stress value of 0.108—representing the final reference, intermediate reference, and the clustered soil restoration techniques. *Vicia segetalis*, *Festuca sp.*, *Dactylis glomerata*, and *Plantago lanceolata* species were found in similar proportions among all sites. *Lathyrus pratensis* and *Filipendula ulmaria* were observed only in the reference sites.

The plant assemblages of the various restoration and control replicates were very similar. Of the identified species, 35% were found in the initial seeding mix, and the other taxa were generally common pioneer species (Fig. 4).

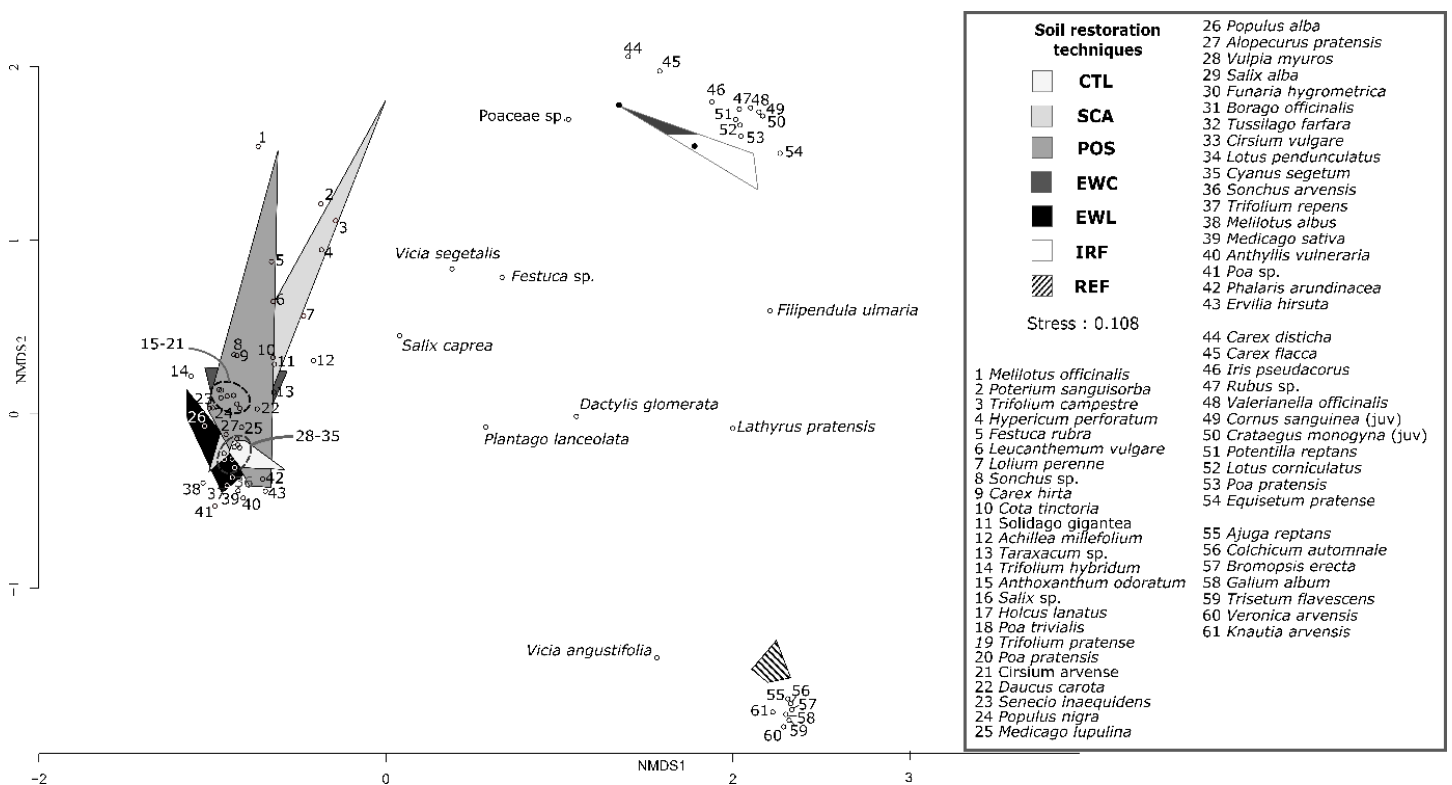


Fig. 4 Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) of plant species communities observed in the treated and reference sites. Grouped points reflect sites having similar plant species composition; control (CTL), soil scarification (SCA), organic matter (POS), commercially sourced earthworm inoculation (EWC), local earthworm community inoculation (EWL), intermediate reference grassland (IRF), reference grassland (REF)

Effect of soil restoration on soil fauna and soil biological quality

Soil fauna communities

One year after treatment, the different restoration techniques presented no significant differences with the control sites in class richness or total individual density for soil fauna. In one year, however, class

1 **Table 2** Effect of treatment on soil meso- and microfaunal communities (mean \pm standard deviation, n = 5); control (CTL), soil scarification (SCA), organic matter
 2 (POS), commercially sourced earthworm inoculation (EWC), local earthworm community inoculation (EWL), intermediate reference grassland (IRF), reference
 3 grassland (REF), pretreatment (T0)

Soil fauna communities	T0	CTL	SCA	POS	EWC	EWL	IRF	REF	Kruskal
Class richness	0.8 \pm 1.1 ^a	6.0 \pm 2.2 ^b	5.2 \pm 0.8 ^b	3.6 \pm 0.9 ^b	4.2 \pm 0.5 ^{ab}	5.8 \pm 1.1 ^b	5.2 \pm 1.6 ^b	9.0 \pm 1.0 ^b	***
Diversity index (Shannon)	0.18 \pm 0.33 ^a	1.07 \pm 0.31 ^b	0.90 \pm 0.27 ^b	0.60 \pm 0.32 ^{ab}	0.57 \pm 0.23 ^{ab}	0.93 \pm 0.32 ^b	0.80 \pm 0.22 ^{ab}	1.14 \pm 0.26 ^b	***
Individuals (ind·m⁻²)									
Total	238 \pm 410 ^a	10243 \pm 11252 ^b	10088 \pm 5525 ^b	11388 \pm 6739 ^b	9176 \pm 5445 ^b	8012 \pm 6681 ^b	9215 \pm 4807 ^b	12086 \pm 4886 ^b	***
Acari	170 \pm 340 ^b	1300 \pm 1249 ^a	4171 \pm 4662 ^a	2212 \pm 1560 ^{ab}	2794 \pm 3981 ^a	1106 \pm 775 ^{ab}	6266 \pm 2167 ^a	5762 \pm 4783 ^a	***
Collembola	26 \pm 50 ^b	6984 \pm 8692 ^a	4171 \pm 4503 ^a	8866 \pm 5770 ^a	6111 \pm 2899 ^a	2929 \pm 1688 ^a	1998 \pm 2700 ^a	3356 \pm 2875 ^a	***
Nematoda	0 ^b	873 \pm 1794 ^{ab}	19 \pm 43 ^{ab}	0 ^{ab}	0 ^{ab}	39 \pm 53 ^{ab}	349 \pm 521 ^{ab}	621 \pm 311 ^a	***
Coleoptera larvae	15 \pm 80	194 \pm 168	58 \pm 87	78 \pm 126	19 \pm 43	58 \pm 126	78 \pm 81	136 \pm 111	ns
Diptera larvae	15 \pm 50 ^a	504 \pm 619 ^{ab}	1436 \pm 1993 ^b	175 \pm 199 ^{ab}	58 \pm 130 ^{ab}	3570 \pm 6266 ^{ab}	175 \pm 260 ^{ab}	233 \pm 243 ^{ab}	***
Other	12 \pm 50 ^a	388 \pm 434 ^b	233 \pm 130 ^b	58 \pm 53 ^b	194 \pm 119 ^b	310 \pm 269 ^{ab}	349 \pm 340 ^{ab}	1979 \pm 1893 ^b	***
Collembola functional groups (ind·m⁻²)									
Epedaphic	15 \pm 35 ^b	369 \pm 210 ^{ab}	834 \pm 1169 ^a	369 \pm 269 ^{ab}	213 \pm 372 ^{ab}	349 \pm 311 ^{ab}	233 \pm 130 ^{ab}	407 \pm 520 ^{ab}	***
Hemiedaphic	9 \pm 28 ^b	5665 \pm 8131 ^a	3104 \pm 3515 ^{ab}	7702 \pm 2548 ^a	3861 \pm 1025 ^a	2192 \pm 1518 ^a	1455 \pm 2283 ^{ab}	2018 \pm 2708 ^{ab}	***
Euedaphic	3 \pm 17 ^b	951 \pm 1325 ^a	233 \pm 176 ^{ab}	795 \pm 1008 ^a	2037 \pm 1669 ^a	388 \pm 369 ^{ab}	310 \pm 419 ^{ab}	931 \pm 1134 ^a	***

4 *p \leq 0.05, **p \leq 0.01, ***p \leq 0.001, ns : no significant difference

5

richness had increased six fold, the diversity increased 4.5×, and the number of individuals increased 40× (Table 2).

Plots inoculated with organic matter (POS) and commercial earthworms (EWC) were the only plots where faunal diversity was not significantly different from T0 values. We also didn't show any significant differences between the EWL and POS plots and the initial conditions in terms of Acari density compared to the other experiments, even the control plots (CTL). SCA had a higher number of epiedaphic collembolas. In terms of composition, no truly statistically significant difference could be demonstrated, with this identification precision, between the different treatments (T+1 years) and the reference sites. REF had a higher value of average faunal class richness and diversity than T0, the restoration technique plots, and IRF yet no statistically valid difference could be demonstrated.

Soil biological quality

Soil quality based on faunal composition was significantly higher in all restoration replicates than the initial condition (T0, QBS = 10.4). We observed, however, no significant difference between restoration techniques, the controls, and the intermediate references (QBS = 50.4), with the QBS value varying between 46.4 (EWC) and 62.2 (CTL)(Fig 5). However, the soil quality value of final reference site was significantly greater (QBS = 98.8) than all other sites; the final reference was the only site with a QBS value above that of the selected 93.7 value for a "good" soil quality.

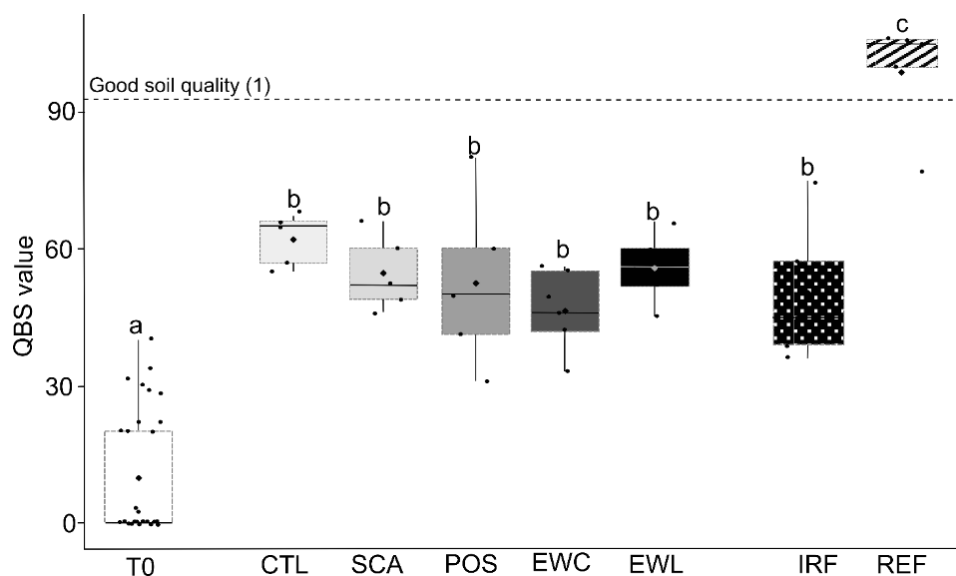


Fig. 5 Boxplot of the soil biological quality results obtained using the soil biological quality index (QBS) method of Parisi *et al.* (2015). We applied a threshold value of 93.7, as calculated by Menta *et al.* (2018), as a reference for a "good" soil. Mean values (mean ± SD) not sharing any letter are significantly different at a 95% level of significance by 1 factor Anova; control (CTL), soil scarification (SCA), organic matter (POS), commercially sourced earthworm inoculation (EWC), local earthworm community inoculation (EWL), intermediate reference prairie (IRF), reference prairie (REF), pretreatment value (T0)

Effects of soil restoration approaches on soil structural and chemical properties

We found no significant effect one year after treatment for any of the applied restoration treatments (Fig. 6). The exception was for soil compaction at the surface for EWC, which presented a higher value than the reference sites and exceeded 5 kgf/cm² (Fig. 6b).

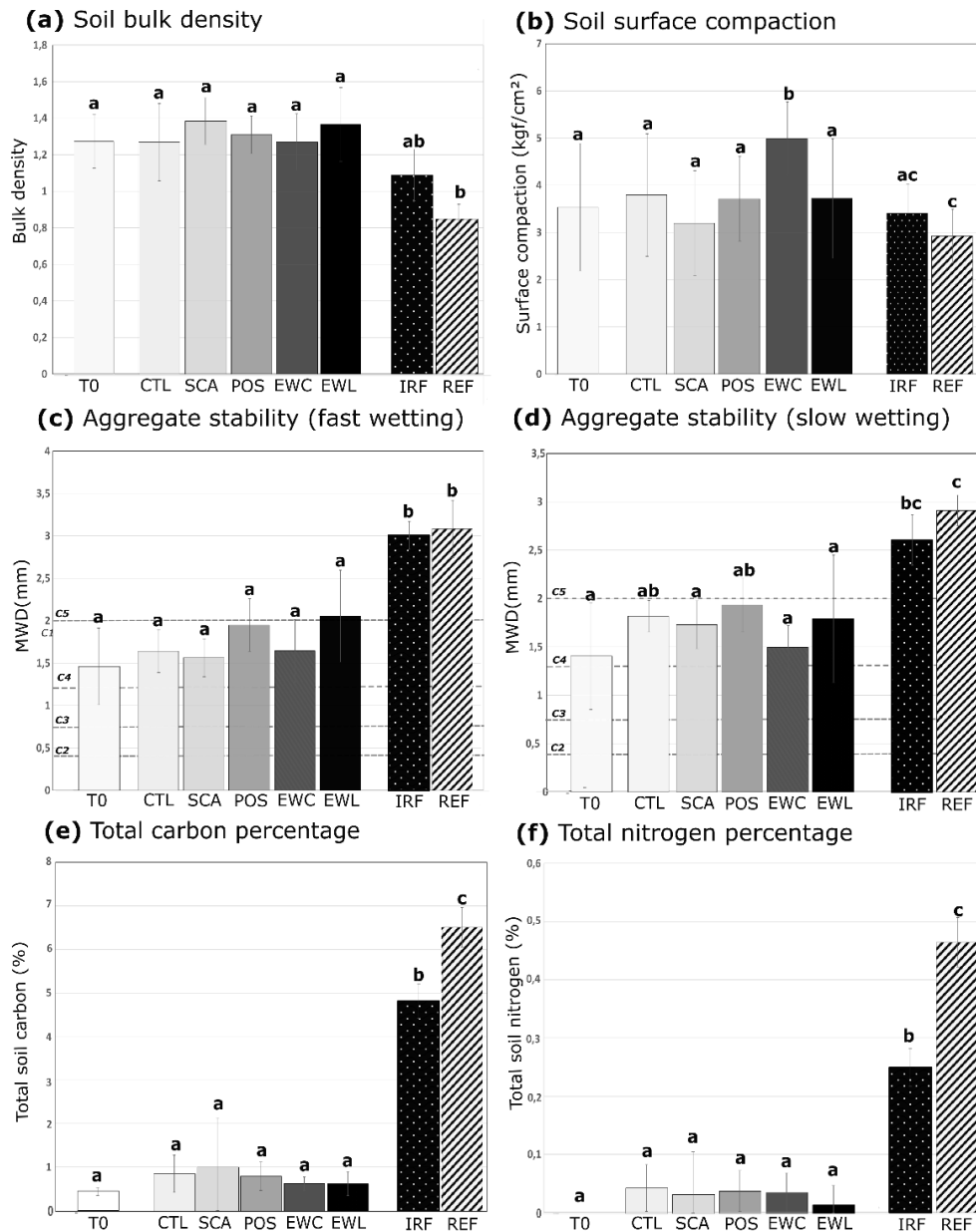


Fig. 6 Soil characteristics of the replicates at T0, T+1 year for the treated sites, and the reference sites; **a** soil bulk density, **b** soil surface compaction, **c** and **d** stability of soil aggregates for **c** fast wetting and **d** slow wetting (Bissonnais, 1996). Mean weight diameter (MWD) corresponds to the post-treatment size of the lasting aggregates; classes of soil stability range from unstable (C2) to strongly stable (C4) (see Bissonnais, 1996); **e** soil total carbon content, **f** soil total nitrogen content. Mean values (mean ± SD) not sharing any letter are significantly different at a 95% level of significance by Kruskal-Wallis or Anova test. Control (CTL), soil scarification (SCA), organic matter (POS),

commercially sourced earthworm inoculation (EWC), local earthworm community inoculation (EWL), intermediate reference grassland (IRF), reference grassland (REF), pretreatment value (T0)

The soil characteristics of the final reference (REF) differed from the other sites. This site had a higher aggregate stability (MWD >3 mm) (Fig. 6c, d), a lower bulk density value (0.8 compared with 1.3 for all sites, including the controls and T0 (Fig. 6a)), and higher soil nitrogen and carbon concentrations (0.5% and 6.5%, respectively) than the control, T0, and the treated sites (<1% and <0.1%, respectively; Fig. 6e, f).

The soil properties of the intermediate reference grassland (IRF) fell between those of the final reference site and the treated sites (nonsignificant differences) for soil bulk density, soil surface compaction, and aggregate stability after slow wetting. Soil organic carbon and nitrogen of the intermediate reference site were significantly lower than those recorded for the final reference site.

Discussion

Biotic filter manipulation: effect of earthworm inoculation

The lack of a significant alteration of soil physicochemical characteristics by earthworms one year post-inoculation agrees with the findings of Forey *et al.* (2018). Most of the reported positive effects of earthworm inoculation on soil physical properties, soil compaction, are from laboratory studies, and very few field-based studies have been produced (Jouquet *et al.*, 2014). In their review, Jouquet *et al.* (2014) listed only three papers published between 1999 and 2014 showing positive results related to earthworm in-field inoculation. Earthworms quickly seek out more suitable areas after site degradation (Christensen and Mather, 2004; Mathieu *et al.*, 2010). Degraded soils generally tend to be avoided by earthworms, thus leading to a lower density of earthworms in these sites (Capowiez *et al.*, 2009). A low availability of organic matter (Fig. 6e, f) or a very high bulk density (Fig. 6a) in the treatment plots (except for the EIU) may have favored a greater earthworm death or migration to more suitable soils.

The survival of earthworms in chemically or physically degraded soils is a major question in most inoculation projects and field experiments (Courtney *et al.*, 2020). For example, Forey *et al.* (2018), recorded an 85% mortality rate in their *Lumbricus terrestris* community one year after inoculation. By on field fresh casting production assessment, we found that only the replicates inoculated with local earthworm communities showed any signs of activity. The lack of visible activity in the EWC and almost all other replicates (except for EWL) indicates the earthworms' difficulty in colonizing degraded sites. In their review, Contos *et al.* (2021) strongly recommend the active use and consideration of invertebrates and, in particular, the transplanting of local communities. These communities may contain environmentally appropriate species; the presence of such fauna increases the likelihood of a successful implementation and ensures the establishment of a community having the appropriate functional and life history traits (Contos *et al.*, 2021). Other factors, such as the time needed for restoration (Capowiez *et al.*, 2012), the choice of species (Butt, 2008), and the survival rate, can also explain our observed results.

In contrast with other studies (Curry and Boyle, 1987; Forey *et al.*, 2018) that also tested earthworm inoculation on brownfields, we didn't observe earthworm inoculation effect on either plant biomass

production or diversity after one year. The significantly higher average number of invasive plant species in the EWC, EWL, and SCA replicates could stem from the disturbance induced by inoculation and scarification. This disturbance would have promoted the germination of invasive species already present in the seed bank at the time of the experiments and before any local seeds were sown at the site (May 2019). Some papers have also shown, however, that earthworm communities play a key role in the composition of grassland plant communities (Forey *et al.*, 2011), and we cannot completely refute the potential positive effect of earthworms on the seeds of the two observed invasive species (*Solidago gigantea* and *Senecio inaequidens*). Nonetheless, our results should be interpreted with caution, as although we observed significant differences in invasive species between plots, these differences involved only two invasive species. We note, however, a lack of research regarding the impact of earthworms on the emergence of invasive species seeds, a gap that should be addressed in future research.

Abiotic filter manipulation: impact of soil scarification and organic matter inoculation

Edwards *et al.* (2007) observed that scarification of the soil surface followed by seed dispersal promoted a greater plant diversity. By uncompacting and loosening the soil surface (Fig. 3b), soil scarification creates new opportunities for seeds to germinate (Blake *et al.*, 2011; Woodcock *et al.*, 2008) and promotes an easier penetration of seedling roots into the soil. We were unable to confirm such results in our study since none of our tested methods had a significant effect on vegetation diversity.

Other studies show that the loosening effect of soil scarification appears to be temporary and fades quickly (Busso and Perez, 2019; Johansson *et al.*, 2013). These results coincide with our observation where no significant impact of scarification on soil surface compaction could be demonstrated after only 1 year. The absence of differences in plant composition among the tested soil restoration techniques suggests that the composition of the species mix brought in or arriving to the site (seedlings, seed bank, and seed rain) is a primary factor to consider for ensuring the success of soil restoration projects.

The lack of an effect of organic matter inoculation on soil chemistry could relate to the selected inoculation approach. We inoculated organic matter at specific places within the plots to mirror the inoculation of EIU without earthworms. We therefore did not homogenize the organic matter over the entire replicate. Therefore, the added organic matter did not affect the wider plot area and was not detected in the soil samples.

Soil fauna colonization of restored soil

We observed rapid colonization of the soil fauna at the experimental sites in terms of both the number of individuals and classes. However, after one year, no significant impact of the different method has been demonstrated on soil fauna composition contrary to what Forey *et al.* (2018) observed. One year delay was probably too short to observe any significant impact as classic restoration of vegetation usually took years to decades (Moreno-Mateos *et al.*, 2015).

Soil pore size, related to the degree of soil compaction and the availability of soil organic matter, can directly affect the composition of the mesofaunal community (Eaton *et al.*, 2004; Nielsen *et al.*, 2008;

Vreeken-Buijs *et al.*, 1998). Eaton *et al.* (2004) emphasized that soil organic matter is a major driver of colonization by Collembola. This relationship is consistent with our observations of Collembola as the dominant group in plots inoculated with organic matter or commercial earthworms (POS and EWC). We observed the lowest abundance of Collembola in plots inoculated with local earthworms. This low abundance suggests a potential negative impact of local earthworm communities on Collembola, potentially linked to the better survival rate of locally sourced earthworms relative to that of the commercial species and thus resulting in greater competition for the available organic matter. Both earthworms and Collembola are decomposers that feed on organic matter (Scheu *et al.*, 1999). In organic matter-poor soils, such as those found in our study sites, earthworm-Collembola competition for food resources is higher, thereby decreasing Collembola density (Mudrak *et al.*, 2012). Forey *et al.* (2018) and Milcu *et al.* (2006) also observed a negative impact of earthworms on Collembola and found that the presence of *L. terrestris* decreased Collembola densities by 20%. In both studies, inoculation affected primarily the hemiedaphic species. Mudrak *et al.* (2012) highlighted the positive effects of earthworm diversity through favoring a reduced internal competition. The lack of an effect of commercial earthworms on Collembola density in our study could potentially be explained by a lower survival of *L. terrestris*, confirmed by the lack of observed earthworm castings and earthworm activity relative to plots having local taxa.

Although significant changes were found between the one-year sites and their respective initial states, we note that achieving good ecological soil quality is a long-term process (Fig. 5). Without prejudging its initial soil quality, after more than twenty years of restoration, the intermediate site continued to have a similar biological soil quality to that of the one-year post-treatment soils. These restored sites also showed a rapid colonization by plants and animals, although attaining the optimal conditions in terms of species composition remains a long-term process. Dunger and Voigtlander (2009) observed that former mine sites were rapidly colonized by a large number of pioneer species of Collembola and mites. After about ten years, however, the colonization by slower colonizing species, such as earthworms, led to strong competition and a drastic decrease in the density of individuals. A slower and more progressive colonization of these restored sites was then observed. Further research is needed to understand the potential effects of implemented restoration techniques over a longer timeframe.

Conclusion

This research consisted of a preliminary test of different soil restoration techniques to measure their potential short time impact. especially for earthworm inoculation that presented interesting impact on vegetation and soil fauna in semi-controlled condition (Forey *et al.*, 2018) We demonstrated that although the inoculation of engineer species such as earthworms produces promising results in the laboratory, the transfer of these key taxa within actual field conditions remains complex. Field inoculation had a minimal effect on the soil's physicochemical and biological characteristics and the vegetation's recolonization one year after treatment. The lack of activity in the commercially sourced earthworm inoculation replicates also seems to reveal a high mortality rate within these introduced earthworm communities. Given the constraints related to the supply of earthworms, inoculation is often complex and costly. In its current form, the earthworm introductions do not appear to be the most optimal method for restoring brownfield

soils. As proposed by Contos *et al.* (2021), however, community transfer as a whole in the form of soil inoculation from local grasslands could be a potential solution to simultaneously provide the local soil seed bank and a larger part of the local invertebrate communities.

Although experiments involving the transfer of local soil fauna communities remain few, some initial results appear encouraging (Wubs *et al.*, 2016). Nonetheless, further research must evaluate not only the optimal initial composition of the inoculation but also assess the positive and negative effects of these restoration approaches on the soil seed bank (*e.g.*, Miao *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2017), soil invertebrates (*e.g.*, Moradi *et al.*, 2018; Waterhouse *et al.*, 2014), and soil microorganisms (*e.g.*, Hu *et al.*, 2016). An improved understanding and consideration of the potential impacts on these soil communities could prevent a transfer that is detrimental to either introduced species, the existing local grassland community, or both. The impact of scarification, used in the decompaction of large areas, although initially effective in decompaction of the surface layer of the soil, seems to show very temporary results with an almost return to the initial conditions only 1 year after the experiment.

These preliminary results show that further studies are needed to adapt these methods to the in-situ restoration of severely degraded soils but also to evaluate the persistence of their impact on a much longer time scale. Furthermore, functional soils result from complex relationships between structural, faunal, and plant compartments; techniques that target only one of these compartments often fail to restore good soil functionality. Further research is therefore required to improve the inoculation of soil engineer species and to study the cumulative impact of mechanical and biological techniques on soil species diversity and the recolonization of vegetation.

Acknowledgments

This research is part of the SEFIRR project, supported by the French agency for ecological transition (ADEME) (Grant No. 1972C0009) and the BF2 Rhein Park and of the Woerr project supported by the Department du Bas-Rhin. We also thank all field and laboratory assistants, particularly Francesca Celentano and Etienne Chanez, for their help in the field and their advice in setting up the experiments. We give special thanks to the Département du Bas-rhin and the Conservatoire des sites Alsaciens (CSA) for site access. A special thank to Murray for English proofreading.

References

- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services – A global review. *Geoderma* 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Alker, S., Joy, V., Roberts, P., Smith, N., 2000. The Definition of Brownfield. *Journal of Environmental Planning and Management* 43, 49–69. <https://doi.org/10.1080/09640560010766>
- Ampoorter, E., Schrijver, A. de, Frenne, P. de, Hermy, M., Verheyen, K., 2011. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. *Ecological Engineering* 37, 1734–1746.
- Ashby, W.C., 1997. Soil Ripping and Herbicides Enhance Tree and Shrub Restoration on Stripmines. *Restor Ecology* 5, 169–177. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.09720.x>
- Blake, R.J., Woodcock, B.A., Westbury, D.B., Sutton, P., Potts, S.G., 2011. New tools to boost butterfly habitat quality in existing grass buffer strips. *J Insect Conserv* 15, 221–232. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9339-6>
- Blanchart, E., Lavelle, P., Braudeau, E., Le Bissonnais, Y., Valentin, C., 1997. Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire. *Soil Biology and Biochemistry*, 5th International Symposium on Earthworm Ecology 29, 431–439. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00042-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00042-9)
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services: Earthworm impact on ecosystem services. *Eur J Soil Sci* 64, 161–182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Boedeltje, G., ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P., 2002. Applying the seedling-emergence method under waterlogged conditions to detect the seed bank of aquatic plants in submerged sediments. *Aquatic Botany* 72, 121–128. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00224-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00224-8)
- Bokhorst, S., Berg, M.P., Wardle, D.A., 2017. Micro-arthropod community responses to ecosystem retrogression in boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 110, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.009>
- Bossuyt, B., Honnay, O., 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19, 875–884. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- Bottinelli, N., Henry-des-Tureaux, T., Hallaire, V., Mathieu, J., Benard, Y., Duc Tran, T., Jouquet, P., 2010. Earthworms accelerate soil porosity turnover under watering conditions. *Geoderma* 156, 43–47. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.01.006>

- Bremner, G., 1990. A Berlese funnel for the rapid extraction of grassland surface macro-arthropods. *New Zealand Entomologist* 13, 76–80. <https://doi.org/10.1080/00779962.1990.9722596>
- Butt, K., Frederickson, J., Morris, R., 1995. An Earthworm Cultivation and Soil Inoculation Technique for Land Restoration. *Ecol. Eng.* 4, 1–9. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(93\)E0053-S](https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)E0053-S)
- Butt, K.R., 2008. Earthworms in Soil Restoration: Lessons Learned from United Kingdom Case Studies of Land Reclamation. *Restoration Ecology* 16, 637–641. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00483.x>
- Butt, K.R., Frederickson, J., Morris, R.M., 1997. The Earthworm Inoculation Unit technique: An integrated system for cultivation and soil-inoculation of earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 5th International Symposium on Earthworm Ecology 29, 251–257. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00053-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00053-3)
- Butt, K.R., Lowe, C.N., Frederickson, J., Moffat, A.J., 2004. The development of sustainable earthworm populations at Calvert landfill site, UK. *Land Degradation & Development* 15, 27–36. <https://doi.org/10.1002/ldr.585>
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchand, P., Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., 2009. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 711–717. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.006>
- Capowiez, Y., Samartino, S., Cadoux, S., Bouchand, P., Richard, G., Boizard, H., 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. *Soil Biology and Biochemistry* 55, 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.013>
- Carabassa, V., Domene, X., Alcañiz, J.M., 2020. Soil restoration using compost-like-outputs and digestates from non-source-separated urban waste as organic amendments: Limitations and opportunities. *Journal of Environmental Management* 255, 109909. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109909>
- Christensen, O.M., Mather, J.G., 2004. Pesticide-induced surface migration by lumbricid earthworms in grassland: life-stage and species differences. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.007>
- Combroux, I., Bornette, G., Willby, N., Amoros, C., 2001. Regenerative strategies of aquatic macrophytes in flood disturbed habitats : the role of the propagule bank. *Archiv fur Hydrobiologie* 152, 215–235.
- Contos, P., Wood, J.L., Murphy, N.P., Gibb, H., 2021. Rewilding with invertebrates and microbes to restore ecosystems: Present trends and future directions. *Ecol. Evol.* 11, 7187–7200. <https://doi.org/10.1002/ece3.7597>
- Courtney, R., Di Carlo, E., Schmidt, O., 2020. Soil properties and earthworm populations associated with bauxite residue rehabilitation strategies. *Environ Sci Pollut Res* 27, 33401–33409. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3973-z>

Curry, J.P., Boyle, K.E., 1987. Growth rates, establishment, and effects on herbage yield of introduced earthworms in grassland on reclaimed cutover peat. *Biol Fert Soils* 3, 95–98. <https://doi.org/10.1007/BF00260586>

De Almeida, T., Blight, O., Mesléard, F., Bulot, A., Provost, E., Dutoit, T., 2020. Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: Impacts on soil and vegetation. *Biological Conservation* 245, 108547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108547>

Desrousseaux, M., 2014. La protection juridique de la qualité des sols (These de doctorat). Lyon 3.

Desrousseaux, M., Schmitt, B., Billet, P., Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., 2019. Artificialised Land and Land Take: What Policies Will Limit Its Expansion and/or Reduce Its Impacts?, in: Ginzky, H., Dooley, E., Heuser, I.L., Kasimbazi, E., Markus, T., Qin, T. (Eds.), *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018*, *International Yearbook of Soil Law and Policy*. Springer International Publishing, Cham, pp. 149–165. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_7

Dunger, W., Voigtländer, K., 2009. Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil ecosubsystem development in post-mining sites of Eastern Germany. *Soil Organisms* 81.

Eaton, R.J., Barbercheck, M., Buford, M., Smith, W., 2004. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on Collembolan populations. *Pedobiologia* 48, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.10.001>

Edwards, A.R., Mortimer, S.R., Lawson, C.S., Westbury, D.B., Harris, S.J., Woodcock, B.A., Brown, V.K., 2007. Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* 134, 372–382. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.025>

Forey, E., Barot, S., Decaëns, T., Langlois, E., Laossi, K.-R., Margerie, P., Scheu, S., Eisenhauer, N., 2011. Importance of earthworm–seed interactions for the composition and structure of plant communities: A review. *Acta Oecologica, Frugivores and Seed Dispersal: Mechanisms and Consequences of a Key Interaction for Biodiversity* 37, 594–603. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.001>

Forey, E., Chauvat, M., Coulibaly, S.F.M., Langlois, E., Barot, S., Clause, J., 2018. Inoculation of an ecosystem engineer (Earthworm: *Lumbricus terrestris*) during experimental grassland restoration: Consequences for above and belowground soil compartments. *Applied Soil Ecology* 125, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.021>

Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems. *Soil and Tillage Research* 82, 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>

Hu, Y.-F., Peng, J.-J., Yuan, S., Shu, X.-Y., Jiang, S.-L., Pu, Q., Ma, K.-Y., Yuan, C.-M., Chen, G.-D., Xiao, H.-H., 2016. Influence of ecological restoration on vegetation and soil microbiological properties in Alpine-cold semi-humid desertified land. *Ecological Engineering* 94, 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.061>

Jacek, G., Rozan, A., Desrousseaux, M., Combroux, I., 2021. Brownfields over the years: from definition to sustainable reuse. *Environ. Rev.* er-2021-0017. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0017>

Jouquet, P., Blanchart, E., Capowiez, Y., 2014. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology* 73, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.004>

Ketterings, Q.M., Blair, J.M., Marinissen, J.C.Y., 1997. Effects of earthworms on soil aggregate stability and carbon and nitrogen storage in a legume cover crop agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 5th International Symposium on Earthworm Ecology 29, 401–408. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00102-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00102-2)

Lacey, J.E., 2008. Deep-Ripping and Decompaction.

Lal, R., 2008. Carbon sequestration. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 363, 815–830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>

Lawrence, A.P., Bowers, M.A., 2002. A test of the 'hot' mustard extraction method of sampling earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 549–552. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00211-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00211-5)

Li, J., Shao, X., Huang, D., Shang, J., Liu, K., Zhang, Q., Yang, X., Li, H., He, Y., 2020. The addition of organic carbon and nitrogen accelerates the restoration of soil system of degraded alpine grassland in Qinghai-Tibet Plateau. *Ecol. Eng.* 158, 106084. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106084>

Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I., Callaway, R.M., 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107, 433–438. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>

Mathieu, J., Barot, S., Blouin, M., Caro, G., Decaëns, T., Dubs, F., Dupont, L., Jouquet, P., Nai, P., 2010. Habitat quality, conspecific density, and habitat pre-use affect the dispersal behaviour of two earthworm species, *Aporrectodea icterica* and *Dendrobaena veneta*, in a mesocosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 203–209. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.018>

Mead, A., 1992. Review of the Development of Multidimensional Scaling Methods. *The Statistician* 41, 27. <https://doi.org/10.2307/2348634>

Menta, C., Conti, F.D., Pinto, S., Bodini, A., 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* 85, 773–780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>

Miao, R., Guo, M., Ma, J., Gao, B., Alamus, Miao, Y., Yang, Z., Liu, Y., 2020. Shifts in soil seed bank and plant community under nitrogen addition and mowing in an Inner Mongolian steppe. *Ecological Engineering* 153, 105900. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105900>

Milcu, A., Partsch, S., Langel, R., Scheu, S., 2006. The response of decomposers (earthworms, springtails and microorganisms) to variations in species and functional group diversity of plants. *Oikos* 112, 513–524. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14292.x>

Minixhofer, P., Stangl, R., 2021. Green Infrastructures and the Consideration of Their Soil-Related Ecosystem Services in Urban Areas—A Systematic Literature Review. *Sustainability* 13, 3322. <https://doi.org/10.3390/su13063322>

Montalvo, A.M., McMillan, P.A., Allen, E.B., 2002. The Relative Importance of Seeding Method, Soil Ripping, and Soil Variables on Seeding Success. *Restoration Ecology* 10, 52–67. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.10106.x>

Moradi, J., Vicentini, F., Šimáčková, H., Pižl, V., Tajovský, K., Sary, J., Frouz, J., 2018. An investigation into the long-term effect of soil transplant in bare spoil heaps on survival and migration of soil meso and macrofauna. *Ecological Engineering* 110, 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.012>

Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J Soils Sediments* 15, 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>

Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M.I., Aronson, J., 2015. Ecosystem response to interventions: lessons from restored and created wetland ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 52, 1528–1537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12518>

Mudrák, O., Uteseny, K., Frouz, J., 2012. Earthworms drive succession of both plant and Collembola communities in post-mining sites. *Applied Soil Ecology* 62, 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.08.004>

Naumann, S., Frelüh-Larsen, A., Prokop, G., Ittner, S., Reed, M., Mills, J., Morari, F., Verzaandvoort, S., Albrecht, S., Bjurés, A., Siebielec, G., Miturski, T., 2019. Land Take and Soil Sealing—Drivers, Trends and Policy (Legal) Instruments: Insights from European Cities, in: Ginzky, H., Dooley, E., Heuser, I.L., Kasimbazi, E., Markus, T., Qin, T. (Eds.), *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018, International Yearbook of Soil Law and Policy*. Springer International Publishing, Cham, pp. 83–112. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_4

Nielsen, U.N., Osler, G.H.R., van der Wal, R., Campbell, C.D., Burslem, D.F.R.P., 2008. Soil pore volume and the abundance of soil mites in two contrasting habitats. *Soil Biology and Biochemistry, Special Section: Functional Microbial Ecology: Molecular Approaches to Microbial Ecology and Microbial Habitats* 40, 1538–1541. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.029>

Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2020. Package 'vegan.'

Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>

Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., Brevik, E.C., 2018. Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 5, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>

R Development Core Team, 2020. R version 3.6.3.

Rhee, T.S., Brenninkmeijer, C. a. M., Röckmann, T., 2006. The overwhelming role of soils in the global atmospheric hydrogen cycle. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 1611–1625. <https://doi.org/10.5194/acp-6-1611-2006>

Scheu, S., Theenhaus, A., Jones, T.H., 1999. Links between the detritivore and the herbivore system: effects of earthworms and Collembola on plant growth and aphid development. *Oecologia* 119, 541–551. <https://doi.org/10.1007/s004420050817>

Schlesinger, W.H., 1999. Carbon Sequestration in Soils. *Science* 284, 2095–2095. <https://doi.org/10.1126/science.284.5423.2095>

Shipitalo, M., Le Bayon, R.-C., 2004. Quantifying the Effects of Earthworms on Soil Aggregation and Porosity, in: Edwards, C. (Ed.), *Earthworm Ecology*. CRC Press, pp. 183–200. <https://doi.org/10.1201/9781420039719.pt5>

Singh, S., Singh, J., Vig, A.P., 2016. Earthworm as ecological engineers to change the physico-chemical properties of soil: Soil vs vermicast. *Ecological Engineering* 90, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.072>

Srivastava, P., Kumar, A., Behera, S.K., Sharma, Y.K., Singh, N., 2012. Soil carbon sequestration: an innovative strategy for reducing atmospheric carbon dioxide concentration. *Biodivers Conserv* 21, 1343–1358. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0229-y>

Stankovics, P., Tóth, G., Tóth, Z., 2018. Identifying Gaps between the Legislative Tools of Soil Protection in the EU Member States for a Common European Soil Protection Legislation. *Sustainability* 10, 2886. <https://doi.org/10.3390/su10082886>

Teixeira da Silva, R., Fleskens, L., van Delden, H., van der Ploeg, M., 2018. Incorporating soil ecosystem services into urban planning: status, challenges and opportunities. *Landscape Ecol* 33, 1087–1102. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0652-x>

Tejada, M., García-Martínez, A.M., Parrado, J., 2009. Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *CATENA* 77, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.004>

Tejada, M, Hernandez, M., Garcia, C., 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research* 102, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.08.004>

Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., 1997. *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press.

Vreeken-Buijs, M.J., Hassink, J., Brussaard, L., 1998. Relationships of soil microarthropod biomass with organic matter and pore size distribution in soils under different land use. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 97–106. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00064-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00064-3)

Waterhouse, B.R., Boyer, S., Adair, K.L., Wratten, S.D., 2014. Using municipal biosolids in ecological restoration: What is good for plants and soil may not be good for endemic earthworms. *Ecological Engineering* 70, 414–421. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.021>

Woodcock, B.A., Edwards, A.R., Lawson, C.S., Westbury, D.B., Brook, A.J., Harris, S.J., Brown, V.K., Mortimer, S.R., 2008. Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. *Oecologia* 154, 773–783. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0872-2>

Wubs, E.R.J., van der Putten, W.H., Bosch, M., Bezemer, T.M., 2016. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nature Plants* 2, 1–5. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>

Zhang, M., Chen, F., Wu, Y., Ma, Y., Guan, S., Huang, Y., 2017. Characteristics of the soil seed bank of planted and natural restored draw-down zones in the Three Gorges Reservoir Region. *Ecological Engineering* 103, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.011>

Zhang, W., Hendrix, P.F., Dame, L.E., Burke, R.A., Wu, J., Neher, D.A., Li, J., Shao, Y., Fu, S., 2013. Earthworms facilitate carbon sequestration through unequal amplification of carbon stabilization compared with mineralization. *Nature Communications* 4, 2576. <https://doi.org/10.1038/ncomms3576>

2) Impacts des approches expérimentales sur la zone mésophile et très hygrophile

Au niveau pédologique les résultats obtenus sur la zone mésophile et très hygrophile (Fig29 p80) sont similaires à ceux observés sur la zone hygrophile détaillée dans le manuscrit b. On observe une absence d'impacts des techniques de restauration sur la physico-chimie des sols, la biomasse et le recouvrement végétal (Annexe 6 à 12). Pour la zone très hygrophile, on observe des résultats similaires à la zone hygrophile avec les placettes scarifiées présentant une diversité végétale plus élevée (Annexe 9) que dans les autres placettes et les placettes contrôle. Ces résultats ne sont cependant pas statistiquement significatifs.

Nous n'avons pu démontrer aucun impact significatif des différentes méthodes testées sur la densité ou la composition de la faune des sols présente sur les zones mésophile et très hygrophile.

La qualité biologique des sols mesurée avec la méthode QBS est cependant statistiquement plus faible sur les zones 1 (mésophile) et 3 (très hygrophile), que sur la zone 2 (Kruskall-Wallis ; pvalue : 1.15×10^{-7}). Tous traitements confondus, la zone hygrophile présente un QBS moyen d'environ 54 alors que le QBS des zones mésophile et très hygrophile tourne autour de 32. Différents facteurs peuvent expliquer ces résultats. En effet les zones mésophile et très hygrophile présentent des concentrations en azote et carbone total significativement plus hautes que la zone hygrophile, une compaction de surface plus forte, mais également un recouvrement végétal total significativement plus faible (Chapitre 2, 2.1 : Annexe 3). Un test de corrélation de pearson a été réalisé pour mesurer le degré de corrélation entre la valeur de QBS observée et les différentes variables citées précédemment. Même si les tests de corrélation de l'ensemble des 4 variables citées ci-dessus présentaient une pvalue inférieure à 0.05, la concentration en carbone total et le recouvrement végétal total sont les variables les plus significativement corrélées à la valeur de QBS.

Concernant la teneur en carbone totale, le test de corrélation présente une pvalue de 1.55×10^{-6} avec un coefficient de corrélation négatif de -0.56. Le test de corrélation entre la valeur de QBS et le recouvrement total de la végétation présente une pvalue significative 4.83×10^{-7} et un coefficient de corrélation positif de 0.58.

La corrélation négative entre la concentration en carbone et la valeur de QBS s'oppose à d'autres études montrant une corrélation positive entre la faune des sols et les teneurs de ces derniers en carbone (e.g. Fromm *et al.*, 1993; Knoepp *et al.*, 2000). Une des hypothèses avancées dans le cas de Reichstett est que le type de source de carbone disponible n'est pas adéquat pour un développement de la faune des sols. En effet, la méthode de mesure du contenu en carbone des sols utilisée et décrite dans le chapitre 2 mesure la totalité du carbone présent dans le sol et pas uniquement celui disponible pour la faune. Des pollutions résiduelles issues de l'activité passée du site (hydrocarbures) ont potentiellement impacté la mesure du

carbone total, mais également le succès général des mesures de restauration. Des recherches complémentaires seront donc nécessaires à l'avenir pour assurer une meilleure interprétation de ces résultats. En revanche la corrélation observée entre le couvert végétal et la valeur de QBS est en accord avec plusieurs études démontrant l'impact positif de la restauration d'un couvert végétal important sur la qualité du sol et de sa faune (Li *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2019). Ces résultats montrent clairement l'importance d'une approche pluricompartiments associant végétation et sol si l'on souhaite arriver à un optimum écologique dans les projets de restauration.

Tout comme discuté dans la partie 2.1.2.3 du chapitre 2, l'indicateur QBS est sous sa forme actuelle uniquement un indicateur basé sur la présence absence d'espèces clés fortement adaptées à une vie dans les sols. Des études complémentaires de l'impact de la végétation sur la densité de ces espèces clés dans l'évaluation de la santé des sols permettraient d'améliorer la compréhension du lien entre végétation, faune des sols et qualité biologique du sol.

En conclusion les approches de restauration écologique ne semblent pas avoir eu d'impacts réellement significatifs sur les compartiments physiques, chimiques et biologiques suivis à court terme (1 an). Elles permettent cependant de comprendre que la restauration des sols est un processus complexe qui nécessite le développement et l'adaptation de méthodes spécifiques surtout sur les milieux fortement dégradés comme les friches. L'utilisation d'un indicateur faunistique de la qualité biologique des sols a permis de mettre en avant que la restauration d'un sol en bonne santé est un processus très long et décalé dans le temps par rapport à la restauration de la végétation. La restauration de cette dernière peut cependant, en permettant l'accueil d'une faune des sols plus diversifiée, favoriser une restauration progressive de la qualité biologique des sols. L'absence de mise en évidence de résultats réellement significatifs à court terme, ne témoigne pas forcément d'un échec des méthodes mises en place. Elle démontre cependant la nécessité d'une approche pluricompartiments dans le cadre de restauration écologique des sols et conforte la nécessité d'un suivi à long terme des expérimentations de restauration des sols de zones humides (Moreno-Mateos *et al.*, 2015).

Dans le cadre de la zone de compensation de Reichstett bien que les sols ne semblent pas encore avoir retrouvé un niveau de santé satisfaisant, le développement d'une bonne dynamique végétale sur le site pourrait favoriser à moyen ou long terme leurs retours vers un niveau de santé plus élevé. L'évaluation sur le long terme des impacts des mesures mises en place sur la dynamique et les fonctionnalités du couvert végétal et une vision plus globale des bénéfices des mesures de restauration mises en place est donc nécessaire. Les chapitres 4 et 5 détaillent l'ajustement de la méthode aHEP dans l'optique d'évaluer l'impact des mesures mises en place sur la compensation écologique des fonctionnalités perdues.

Chapitre 4 : Ajustement de la méthode HEP adaptée à l'ancienne friche industrielle pétrolière de Reichstett : étapes préliminaires et montage des indicateurs

L'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la création d'une zone naturelle sur une friche industrielle nécessite la mise en place d'outils adaptés au projet et aux composantes évaluées. Dans ce chapitre nous présentons les ajustements réalisés sur la méthode aHEP préalablement décrite dans la partie 2.3 de l'introduction. La méthode aHEP a été créée dans l'objectif d'évaluer ex-ante le coût environnemental d'un projet sur la base du coût financier nécessaire à la mise en place de mesures compensatoires optimales (Dumax, 2009). Pour cela la sélection des indicateurs utilisés s'est orientée sur leur capacité à témoigner des services écosystémiques fournis par les différents habitats présents. Comme préalablement discuté dans la partie 2.3 de l'introduction, l'utilisation des services écosystémiques dans l'évaluation des bénéfices liés à la mise en place mesures de restauration écologique permet la mesure des impacts sociaux économiques de ces projets (Wortley *et al.*, 2013).

Cependant l'évaluation est ici réalisée de manière ex-post et non plus ex-ante. Il ne s'agit donc pas d'évaluer le coût de la mise en place de mesures compensatoires optimales mais d'évaluer les bénéfices environnementaux liés à la mise en place de mesures de restauration sur une friche industrielle. Les étapes de la méthode d'application restent similaires à la méthode aHEP. La version ajustée varie cependant dans les objectifs globaux de la méthode et dans la sélection des indicateurs. Pour rappel les 5 étapes de la méthode aHEP sont : (i) la délimitation temporelle et physique du site d'étude et l'identification des habitats qui s'y trouvent ; (ii) l'identification des services écosystémiques associés à ces habitats ; (iii) la sélection des indicateurs permettant l'évaluation des services écosystémiques ;(iv) la description des conditions initiales du site impacté et d'accueil en termes d'unités d'habitat ; (v) la description des conditions actuelles en termes d'unités habitat et (vi) le calcul des bénéfices nets du projet en faisant la différence entre les valeurs obtenues à l'étape v et iv.

Le chapitre 4 détaille l'ensemble des étapes préliminaires d'identification des habitats et de sélections des indicateurs en association aux contraintes spécifiques à une évaluation ex-post et aux friches industrielles. L'application de ces indicateurs et les résultats obtenus sur le site de Reichstett (étapes IV, V et VI de la méthode aHEP) seront développés et discutés dans le chapitre 5.

1) Identification des habitats présents et des services

1.1) Sources de données accessibles

La première étape de la méthode aHEP consiste en la délimitation temporelle et spatiale du site et l'identification des habitats présents. Le niveau de délimitation de ces habitats va dépendre énormément des données disponibles surtout dans le cadre d'une évaluation ex-post. Dans le cadre d'un projet d'aménagement comme celui de la raffinerie pétrolière de Reichstett, la mise en place d'une étude d'impact est obligatoire. Elle comporte notamment la délimitation exacte du site et un inventaire des habitats présents avant la mise en place des travaux. Dans le cas de l'absence de données de terrains, il existe également un certain nombre de sources permettant l'accès à des données cartographiques (Fig. 44). Elles présentent cependant souvent un degré de précision moindre.

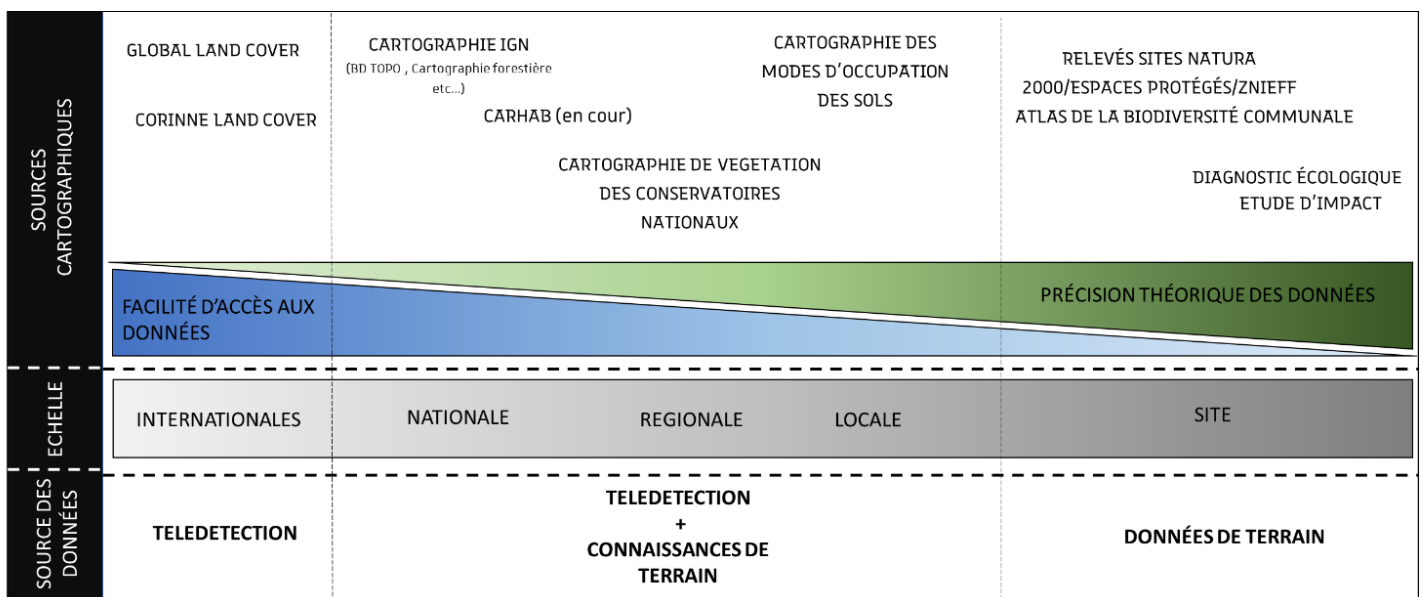


Figure 44 : Sources potentielles, précision et mode d'obtention des données pour la caractérisation de l'occupation des sols
 *Liste non exhaustive **a)** Différents types de données cartographiques accessibles en ligne ou sur demande. Le graphique vert et bleu représente la relation entre le potentiel d'accès aux données et la précision de ces dernières **b)** Ce graphique représente l'échelle géographique à laquelle les données sont récoltées **c)** Répartition des méthodes principales de récolte des données.

Les données disponibles dans ces différentes sources peuvent être relevées à différentes échelles. À l'échelle locale certaines communes (environ 2300 en 2021 ; OFB 2021), ont mis en place un Atlas de la biodiversité communale (Paquin *et al.*, 2014). Ce dernier recense la majorité des habitats et espèces présents sur la commune. Cet atlas est généralement réalisé par des associations, des bureaux d'étude ou encore des organismes publics mandatés par la commune. Le rapport de fin contenant la cartographie des habitats et les relevés d'espèces doit être accessible au public. Un certain nombre de ces atlas sont

disponibles sur le site <https://abc.naturefrance.fr/>. On retrouve également dans la plupart des grandes métropoles des cartographies des modes d'occupation des sols (MOS) qui recensent les grands ensembles de végétation et de couverts de sols présents sur la métropole. Ce MOS est notamment réalisé par le SERTIT (service régional de traitement d'image et de télédétection) pour l'Eurométropole de Strasbourg et définit quinze modes d'occupation des sols avec une précision de l'ordre de 60cm (e.g Hector *et al.*, 2017). A l'exception de l'Atlas communal, ces mesures sont généralement réalisées à partir d'images satellites ou aériennes et sont donc moins précises que des données issues de relevés de terrain. Les données produites pour les atlas communaux et MOS sont des données publiques généralement en libre accès ou sur demande auprès des communes. Les données de MOS de l'Eurométropole sont par exemple directement consultables et téléchargeables sur le portail en open data de l'Eurométropole (<https://data.strasbourg.eu/>)

A une échelle plus large (départementale ou régionale) certains conservatoires botaniques et d'espaces naturels, comme le conservatoire botanique de Brest ont réalisé des relevés de végétation qui sont disponibles sur demande (CBN Brest, 2021). A l'échelle nationale, le projet CarHAB (Cartographie d'habitat) vise l'obtention d'une cartographie des habitats sur toute la France avec une précision de l'ordre de 1/25000^{ème}. La date de la mise en place de cette base de données est prévue pour 2025 (Ichter *et al.*, 2012). Certaines données sont cependant déjà accessibles pour certains sites et parcs naturels régionaux (Martin, 2019). Les cartes IGN et notamment les BD Topo et Carto intègrent des données sur le type de végétation, le degré de végétalisation ou même le type de recouvrement forestier présent. L'ensemble des données d'origines publiques dont dispose l'IGN sont accessibles et téléchargeables par tous et gratuitement depuis le premier janvier 2021 sur le site de l'IGN (<https://geoservices.ign.fr/planign>).

A l'échelle internationale, les données d'occupation des sols Corine Land Cover (Europe) (Bossard *et al.*, 2000) ou Global land cover (Tsendbazar *et al.*, 2021) permettent d'évaluer le couvert végétal et servent de base comme source de données pour l'évaluation des SE à grande échelle (e.g. Szarek-Iwaniuk, 2021). Les données Corine Land Cover dérivées de l'analyse d'images satellitaires sont directement téléchargeables sur le site du programme Copernicus. Le programme Copernicus (<https://www.copernicus.eu/fr>) qui a la charge de l'inventaire de l'occupation des sols à l'échelle européenne permet l'accès à différentes cartes et notamment des Atlas urbains. Ces derniers permettent d'obtenir des données grossières sur les habitats présents dans les grandes métropoles Européennes (Buchhorn *et al.*, 2020 ; Montero *et al.*, 2014).

1.2) Protocole d'identification des habitats présents sur le site et des services et disservices écosystémiques associés

Dans le cadre de l'application de la méthode aHEP au site de Reichstett, les limites considérées dans l'évaluation correspondent à 3 zones : la zone humide impactée par l'aménagement de l'Écoparc, la zone d'accueil (2015) et la zone de compensation (2020) (Fig. 45). La zone d'accueil et la zone de compensation correspondent à la même zone géographique à 2 dates différentes, 2015 pour la zone qualifiée de zone d'accueil et 2020 pour la zone de compensation (Fig. 45). Les limites temporelles de l'étude avant travaux

sont fixées à la période 2015-2016 pour la zone humide impactée et la zone d'accueil. Cette période correspond aux dates où les études préliminaires de suivi de végétation et l'étude d'impact ont été réalisées. Aucun impact n'avait alors été engendré par les mesures d'aménagement. Les données et délimitations utilisées pour l'application de la méthode aHEP à la zone de compensation correspondent, elles, aux relevés réalisés en 2020-2021 soit environ 1 et 2 ans après sa création. Dans le cadre de cette évaluation, nous avons fait le choix de ne pas intégrer les habitats créés sur la zone humide impactée. En effet au moment de l'évaluation ces derniers venaient juste d'être créés ou étaient encore en cours de création et nous avons jugé que leur évaluation n'aurait pas été pertinente.

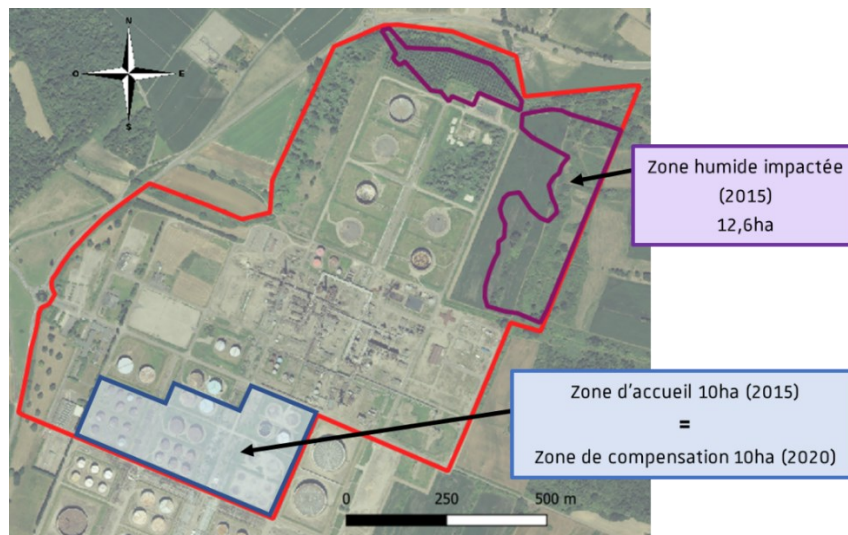


Figure 45 : Localisation des différentes zones d'études dans le cadre de l'application de la méthode aHEP. En rouge la délimitation de l'Écoparc Rhénan. La zone humide impactée par l'aménagement de l'écoparc est délimitée en violet. En bleu est délimitée la zone d'accueil des mesures compensatoires en 2015. Cette même zone correspond également aux limites de la zone de compensation en 2020. Fond de carte : EMS, 2018.

Méthode de sélection du niveau de typologie des habitats pertinent pour la méthode aHEP

La délimitation physique du site d'étude et l'identification des types d'habitats présents a été faite à partir des données accessibles dans l'étude d'impact. 14 habitats différents ont été inventoriés sur les 12,6 hectares de zone humide impactée (Fig. 47a p143). La zone d'accueil correspondant à une ancienne partie de la friche industrielle comptabilisait quant à elle 3 habitats principaux : les terrains en friches (3.5 ha), le bâti (5.9 ha) et les fourrés (0.6 ha) (Fig. 18, p68). La zone de compensation comprend quant à elle 6 habitats différents (Fig. 48 p143).

Dans la méthode aHEP les indicateurs sont sélectionnés en fonction de leur capacité à témoigner de services écosystémiques. Si deux habitats de typologies similaires produisent les mêmes services, l'utilisation d'un indicateur commun est plus pertinente. Un inventaire des services fournis par chaque habitat et un ajustement du niveau de précision lors de leur inventaire s'avèrent donc nécessaires (Fig. 46). Cet ajustement se déroule en deux étapes. La première étape consiste à séparer les habitats présentant des

typologies Corine biotope (ou Eunis) de niveau 1 différentes (1 Fig. 46). Les habitats présentant des typologies Corine biotope de niveau 1 similaires sont alors différenciés en fonction des services écosystémiques qu'ils fournissent. Si les deux habitats fournissent des services écosystémiques similaires, il n'est alors pas nécessaire d'utiliser un niveau de classification plus précis. Dans le cas contraire le même schéma est répété mais avec un niveau plus fin de la classification Corine biotope. Ce schéma est répété jusqu'à obtenir les typologies finales où des habitats de typologies similaires fournissant des services écosystémiques similaires sont rassemblés dans un même groupe. Ce tri permet l'obtention d'une précision des typologies d'habitats pertinente pour l'application de la méthode aHEP.

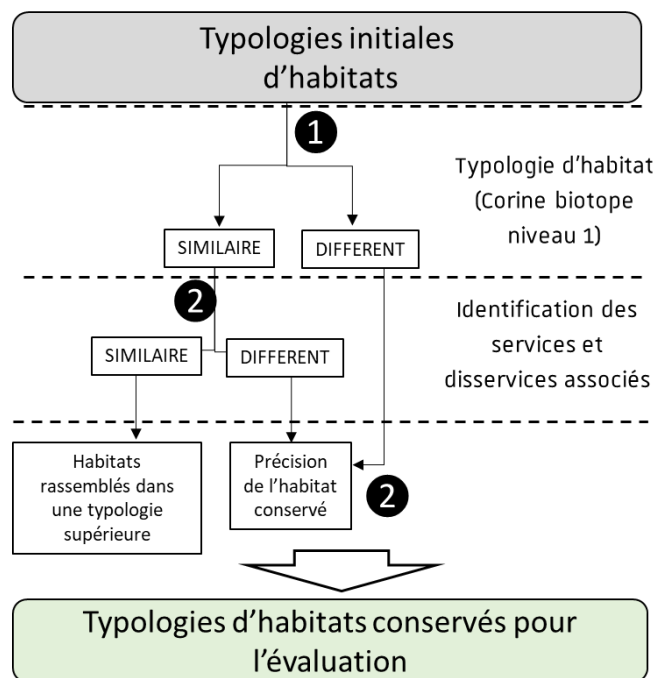


Figure 46 : Cadre méthodologique d'identification du niveau de typologie d'habitat pertinent pour l'application de la méthode aHEP

1) Comparaison des typologies d'habitats présents en commençant par le niveau de précision le plus faible de la typologie Corine biotope (ou Eunis) **2)** Comparaison des services et disservices écosystémiques fournis par les habitats. Ces deux étapes permettent l'obtention à partir de la typologie disponible initialement d'obtenir une typologie d'habitat pertinente pour la méthode aHEP et les SE et DES associés.

Méthode d'identification des services écosystémiques associés à chaque habitat

Le CICES dans sa version 5.1 (Haines-Young et Potschin-Young, 2018) a servi de référence pour l'identification des services écosystémiques associés aux habitats préalablement identifiés. Dans un souci de simplification, nous ne faisons cependant pas ici la distinction entre les services fournis par les caractéristiques abiotiques de l'écosystème et les services rendus par ses caractéristiques biotiques. Les services de soutien comme le service d'habitat pour la biodiversité ne sont pas directement évalués. En effet ces derniers sont déjà pris en compte au travers des autres services que nous qualifierons ici de finaux. Un dysfonctionnement dans les services écosystémiques finaux découle souvent d'une dégradation

de ce service de soutien. L'évaluation des services finaux permet donc déjà d'avoir une image des services de soutien et les inclure dans l'évaluation engendrerait un risque important de double comptage. La recherche des services écosystémiques liés aux habitats identifiés a été réalisée en trois étapes :

- Dans leur revue «*Which ecosystems provide which services? A meta-analysis of nine selected ecosystem services assessments*», Bordt et Saner (2019) présentent une comparaison de 9 publications ayant réalisé un inventaire global des services écosystémiques fournis par différents écosystèmes. Ils fournissent un tableau général des services écosystémiques fournis par les habitats cités dans ces différentes publications avec une indication du degré de consensus sur ces différents services. Cette première approche a permis la mise en évidence des habitats fournissant des SE similaires et l'affinage de la précision typologique conservée pour l'évaluation (Fig. 46).
- Une fois les habitats sélectionnés à la précision souhaitée, une recherche plus poussée a permis de compléter les résultats observés chez Bordt et Saner (2019). L'objectif n'est pas ici d'avoir une liste exhaustive des services fournis par chaque habitat, mais d'avoir la liste des services majeurs qui leur sont associés. Une recherche de revue a alors été réalisée sur Google Scholar et la base de données Web of science pour les années 1975 à 2020 avec les termes « ecosystem* AND services » et l'habitat d'intérêt. Le nombre d'occurrences et de résultats n'a pas été noté mais les revues présentées dans le tableau 8 sont issues de ces recherches. Du fait de l'absence de revue existante et leur rôle central dans cette thèse, les résultats obtenus pour les friches industrielles ont fait l'objet d'une analyse plus poussée. Un total de 48 résultats sont ressortis avec les termes « brownfield* » AND (« ecosystem* » NEAR/1 « service* »). L'ensemble des résultats ont fait l'objet d'une lecture des titres et des abstracts pour finalement ne sélectionner que 12 articles pertinents abordant les services écosystémiques associés aux friches industrielles. Ces douze articles sont listés en annexe 13.
- La troisième étape a consisté en des échanges avec les autres membres du projet pour discuter de la pertinence de préserver certains services écosystémiques dans l'évaluation. Cette étape a permis de retirer certains services écosystémiques qui n'étaient pas obligatoirement pertinents sur notre site.

Méthodes d'identification des disservices :

La recherche disponible sur les disservices écosystémiques est beaucoup plus limitée que celle sur les services écosystémiques. La recherche des disservices associés à chaque habitat a été réalisée au travers de l'analyse des travaux de Von Döhren *et al.*, (2015). Les disservices écologiques et esthétiques proposés par Von Döhren *et al.*, (2015) n'ont pas été pris en compte et ont été considérés comme la production de services écosystémiques dégradés. Seuls les disservices écosystémiques sanitaires et économiques ont été analysés.

2) Habitats, services et disservices écosystémiques identifiés sur le site de Reichstett

2.1) Typologie d'habitat sur le site de Reichstett conservée pour la méthode aHEP

La plupart des habitats identifiés dans l'étude d'impact ont été rassemblés dans des unités plus hautes en fonction de la classification Corine biotope (Bissardon *et al.*, 1997) mais également des services écosystémiques qui leur ont été associés (Fig. 46, Tableau 8 p148). Les fourrés humides et les saussaies de plaines ont par exemple été rassemblés sous un seul grand habitat. En effet ce sont tous deux des habitats forestiers qui, du fait de leur préférendum écologique associé aux zones humides, sont amenés à se chevaucher et se croiser rendant leur distinction parfois complexe. Bien qu'ils représentent une typologie légèrement différente dans la classification, ils fournissent des services écosystémiques similaires (Tableau 8) et ont été rassemblés l'ensemble « Forêts riveraines, forêts et fourrés humides » (CC44) du code Corine. La plupart des habitats ont été rassemblés au niveau 2 du code Corine biotope associé. Des niveaux inférieurs ont été quelquefois nécessaires du fait de la distinction au niveau des services écosystémiques de certains habitats de typologie similaire (Fig. 46). Cela a permis l'obtention des tableaux 6 qui identifie les différents habitats présents sur les zones étudiées (Tableau 6, Fig. 47 ; Fig. 48) et 8 qui associe chaque habitat présent sur le site aux services qu'il fournit. Finalement ce sont 8 habitats qui ont été identifiés sur la zone détruite, 3 sur la zone d'accueil (Figure 18 p68) et 6 dans la zone de compensation (Figure 47-48 et 18 p68, Tableau 6). Toute zone confondue un total de 10 typologies d'habitats pertinentes sont présentes dans l'étude.

Tableau 6 : Superficies en hectares des différents habitats identifiés pour la méthode aHEP

CC : code Corine biotope. Entre parenthèses les dates pour lesquels des inventaires écologiques ont été réalisés et ou des données écologiques sont disponibles.

	Zone humide impactée (2015-2016)	Zone d'accueil (2016)	Zone de compensation (2020-2021)
Prairie mésophile (CC38)	0.3ha		4.2ha
Mares temporaires (CC22.5)			1.2ha
Prairies humides et mégaphorbiaies (CC37)	2.4ha		2.7ha
Végétation de ceinture de bords d'eau (CC53)	0.1ha	0.013ha	0.9ha
Fourrés (CC31.8)	0.8ha	0.6ha	0.3ha
Forêts alluviales, forêt et fourrés très humides (CC44)	5.6ha		
Plantation de conifères (CC83.31)	0.4ha		
Cultures (CC82)	2.8ha		
Terrains en friches (CC87)	0.2ha	3.5ha	0.7ha
Bati et sols nus (CC86)		5.9ha	
Superficie totale (ha)	12.6ha	10,013ha	10ha

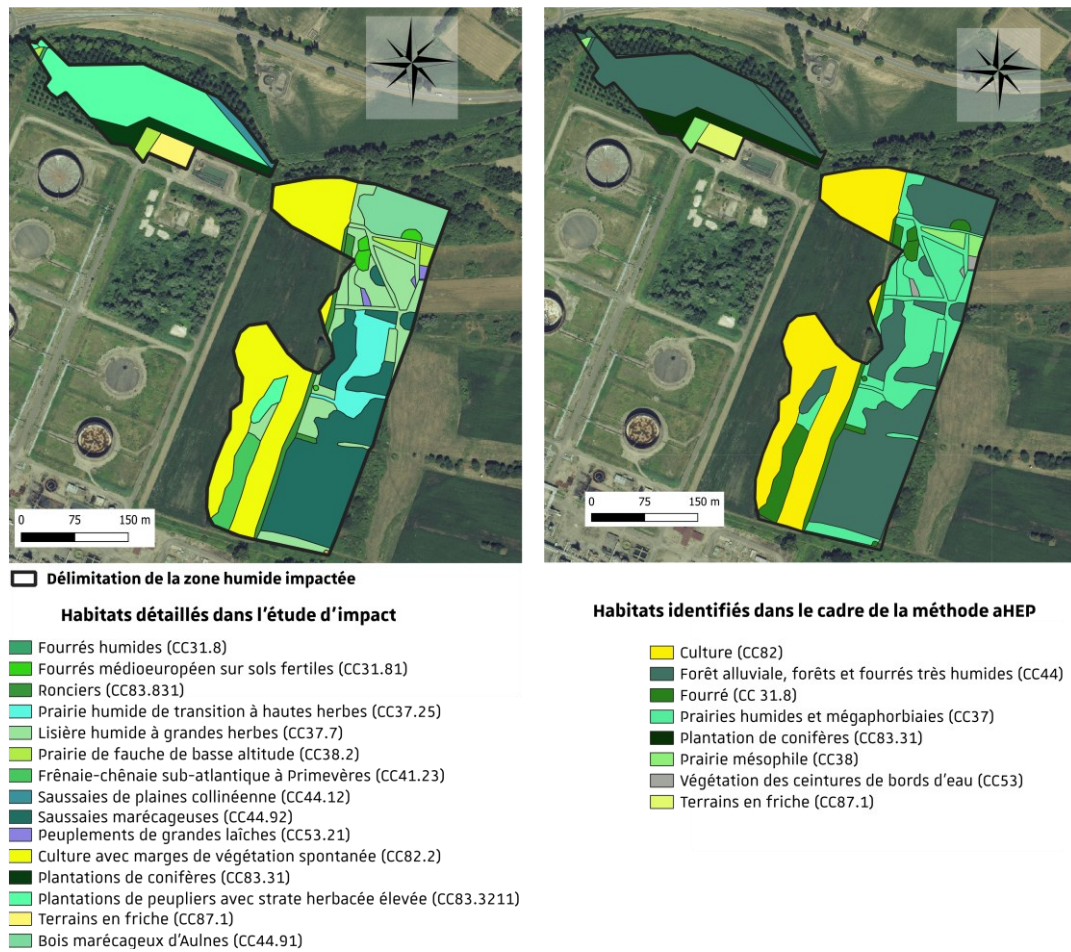


Figure 47 : Cartographie des habitats présents sur la zone humide impactée avant (a) et après (b) sélection pour la méthode aHEP. Les habitats ont pour la plupart été rassemblés au niveau 2 du code Corine biotope. Une analyse des images aériennes et de la description des sites dans l'étude d'impact (Oréade brèche, 2015) a permis de répartir les patches d'habitats pas encore assignés, au super habitat le plus similaire (e.g, Frênaie Chênaie) Fond cartographique (EMS 2018). Cartographie adaptée d'Oréade brèche (2015).

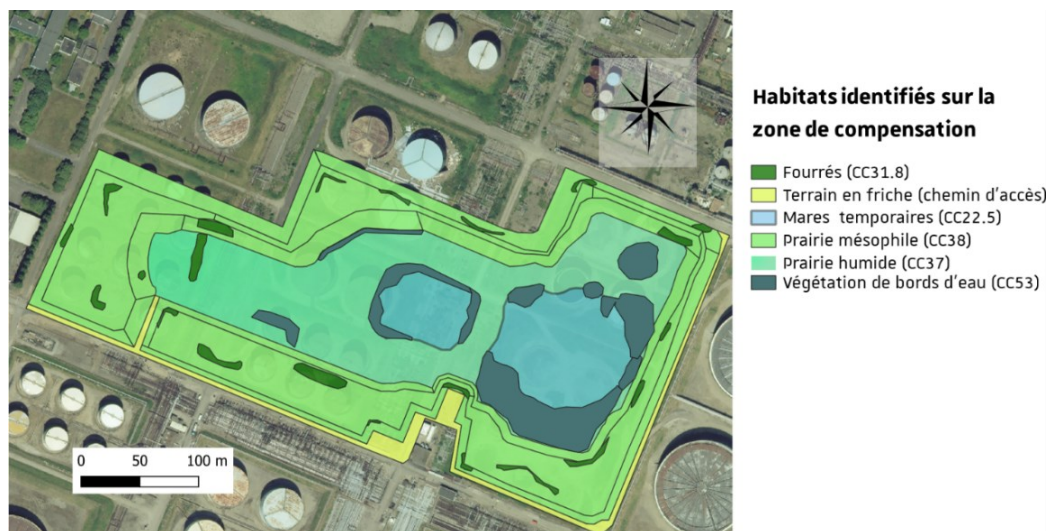


Figure 48 : Cartographie des habitats présents sur la zone de compensation en juin 2021. Auteur G. Jacek. Cartographie réalisée à partir des relevés de végétation de 2021 (G. JACEK). Fond cartographique EMS 2018.

2.2) Services et disservices écosystémiques associés aux habitats identifiés sur le site de Reichstett

2.2.1) Services écosystémiques identifiés

Un total de 11 groupes de services écosystémiques sont associés à chacun des habitats identifiés dans la partie 2.1 et sont résumés dans le tableau 8 p 148.

Les services écosystémiques rendus par les zones humides

Les services écosystémiques fournis par les zones humides et les milieux alluviaux sont bien connus et largement étudiés dans la littérature scientifique (Tableau 8). Les zones humides jouent un rôle prépondérant que ce soit dans la gestion des pollutions d'origine humaine, le stockage du carbone, la régulation des événements extrêmes (Leon *et al.*, 2018 ; Pattison-Williams *et al.*, 2017 ; Mitsch et Gosling, 2000) et sont l'habitat privilégié de nombreuses espèces végétales et animales (Zedler et Kercher, 2005).

L'anoxie des sols des milieux humides est la source de nombreux services. L'absence d'oxygène permet par exemple la réduction, par certaines bactéries, des nitrates issus des activités agricoles (Alldred et Baines, 2015 ; Bowen *et al.*, 2020 ; Peralta *et al.*, 2010 ; Seo et Delaune, 2010 ; Hansen *et al.*, 2018, Willems *et al.*, 1997 ; Sanchez-Perez et Trémolière, 1997) participant ainsi au maintien de la qualité de l'eau et la gestion des polluants. Les sols humides participent également au stockage du CO₂ atmosphérique. Leur anoxie permet en effet un ralentissement de la décomposition et une accumulation de la matière organique (Mitra *et al.*, 2005 ; Mitsch et Gosselink, 2007). On estime qu'à eux seuls ils représenteraient un stock de 535Gt de carbone, soit 44% à 71% de l'ensemble du carbone stocké (Mitra *et al.*, 2005) alors qu'ils ne représentent que 9 % de la surface terrestre (Zedler et Kerche, 2005). De nombreuses civilisations se sont implantées dans les zones humides bordant les fleuves et rivières et ont développé de nombreuses légendes associées à ces milieux qui participent donc ainsi de manière active à la fourniture de services écosystémiques culturels. Leur intérêt esthétique et leur biodiversité importante en font des milieux de récréation privilégiés (Eau de France : <https://www.zones-humides.org/interets/services-rendus/services-culturels-et-sociaux>) et certains sites hautement touristiques français comme le marais poitevin ou la Camargue sont indissociables des zones humides.

Tableau 7 : Inventaire des services écosystémiques fournis par les différents habitats composant les zones humides

Traduit de Maltby *et al.*, (2011). Habitats concernés R : rivières ; L : lacs ; M : mares, MP : marais pâturés ; RS : roselières ; Ms : marais ; TP : tourbières de plaine. Les cases sont grisées quand le SE est fourni.

Services écosystémiques final des habitats de zone humide	Habitats fournissant potentiellement ces services							Conditions ou caractéristiques nécessaires de l'habitat
	R	L	M	MP	RS	Ms	TP	
SERVICES D'APPROVISIONNEMENT								
Poisson								Pêcheries commercialement importantes (écrevisses, saumon, truites)
Produits laitiers et viande								Les prairies humides fournissent du pâturage, de l'ensilage et du foin.
Roseaux, osiers, cresson								Approvisionnement en matériel pour la vannerie ou la construction. Les roseaux poussent dans les sols saturés et les eaux lentes ou stagnantes jusqu'à 0,3 m de profondeur. L'osier pour la vannerie, nécessite des conditions de sol saturé. Les cressonnières ont besoin d'une eau propre au pH élevé.
Eau								Les habitats d'eau libre constituent une source d'eau pour l'approvisionnement public, les cultures, le refroidissement des centrales électriques et la pisciculture.
Tourbe								La tourbe constitue la base de certains compostes pour l'horticulture. La tourbe doit avoir une profondeur de plus de 0,5 m pour être exploitable commercialement.
Navigation								Les voies navigables nécessitent une profondeur d'eau suffisante et une faible vitesse.
Produits de santé								Approvisionnement en eaux minérales, plantes médicinales etc...
SERVICES DE REGULATION								
Régulation du cycle du carbone								Les conditions anaérobies permettent une accumulation de la litière et un ralentissement de sa décomposition. Le dépôt de sédiments organiques dans les lacs, les étangs et les réservoirs est une composante importante du stockage de carbone mondial.
Régulation des crues								L'état de conservation et la saturation de ces milieux va permettre une régulation plus ou moins forte des crues.
Régulation des cycles de base								Le débit des rivières et la recharge des nappes phréatiques sont influencés par le paysage, les capacités de stockage de l'eau de l'environnement et sa connexion avec d'autres masses d'eau.
Régulation de la qualité de l'eau								Les systèmes d'eau douce peuvent diluer, stocker et détoxifier les déchets et les polluants, il existe cependant des seuils maximaux de tolérance.
Régulation du climat local								La température et l'humidité peuvent être différentes à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitat ; le niveau de production de ce service dépend de la taille de l'habitat.
Régulation des feux								Les plans d'eau ouverts peuvent servir de coupe-feu naturel.
Régulation de la santé humaine								Les systèmes naturels d'eau douce peuvent accroître le bien-être et la qualité de vie s'ils sont visuellement attrayants et favorisent les loisirs. Les eaux douces mal gérées peuvent être des sources de maladies transmises par l'eau et des vecteurs de maladies.
SERVICES CULTURELS								
Science et éducation								Les séquences sédimentaires des lacs, des plaines d'inondation et des marais contiennent des archives paléo-environnementales.
Religion								Les eaux douces sont des sites de baptêmes, de légendes et de festivals religieux.
Tourisme et récréation								- Pêche récréative extensive. Le tourisme dépend de l'attrait du paysage et des espèces emblématiques, telles que les oiseaux rares, fleurs ou amphibiens rares. Une bonne qualité de l'eau est requise pour la baignade et la navigation de plaisance.
Sentiment d'appartenance								- L'eau joue un rôle important dans la définition du paysage et est très présente dans l'art et la culture locale.
Histoire								Les eaux douces, et en particulier les zones humides, ont joué un rôle clé dans l'histoire et le peuplement de l'humanité depuis la préhistoire. L'eau est un élément récurrent au cœur de nombreux lieux d'importance historique, de champs de bataille, de territoires, etc.
SERVICES DE SUPPORT								
Biodiversité								

Les services écosystémiques rendus par les friches industrielles

Les friches industrielles fournissent de nombreux services écosystémiques (Fig. 49 ; Washbourne *et al.*, 2020, Mathey *et al.*, 2015). Elles jouent un rôle prépondérant de réservoirs de biodiversité et participent activement à la continuité écologique en milieu urbain et périurbain (Muratet *et al.* 2013, Muratet *et al.* 2007). L'hétérogénéité caractéristique de ces milieux et la diversité d'habitats associés permet l'accueil d'une diversité plus importante que d'autres espaces verts urbains (Maurer *et al.*, 2000, Muratet *et al.*, 2008, Brun *et al.*, 2017).



Figure 49 : Services (en vert) et potentiels disservices (en rouge) écosystémiques fournis par les friches industrielles.

Photos G. Jacek, 2016 (sauf photos 5 : Services culturels de récréation et 2 : Services de régulation du microclimat copyright creative commons). Figure basée sur l'analyse, entre-autres, de Mathey *et al.*, 2015 ; Ålker et Stone, 2005 ; Brun *et al.*, 2017 ; Loures, 2015 ; Öckinger *et al.*, 2009 ; Eyre *et al.*, 2003).

Les friches industrielles et les terrains vagues représentent souvent les derniers refuges pour les espèces urbanophobes qui seraient dans d'autres circonstances absentes des zones urbaines (Muratet *et al.*, 2007). Ce sont également des milieux privilégiés pour la conservation de nombreuses espèces faunistiques et notamment d'insectes (Eyre *et al.*, 2003 ; Öckinger *et al.*, 2009, Biedermann, 2006). En dehors de leur rôle

de réservoirs de biodiversité, elles participent au stockage de carbone atmosphérique et à la régulation locale du climat en servant d'îlot de fraîcheur (Mathey *et al.*, 2015, Washbourne, 2020). Les friches sont associées à de nombreux services culturels. Leur localisation et leur historique leur confèrent des rôles prépondérants dans la fourniture d'espaces récréatifs (Loures et Vaz, 2018 ; Mathey *et al.*, 2015 ; Scapino, 2016) et dans l'attrait touristique et historique de certaines régions (Alker et Stone, 2005 ; Gregorova *et al.*, 2020 ; Martinat *et al.*, 2014). Elles représentent également des zones refuges pour les populations défavorisées (Scapino, 2016). Ces services culturels sont cependant fortement dépendants des possibilités d'accès à la friche.

Malgré l'ensemble des bénéfices qui leur sont associés, ces milieux ont souvent une aura négative (Brun *et al.*, 2017, Whasbourne *et al.*, 2020). L'apport esthétique d'un site va fortement influencer sa perception comme un espace de nature (Lizet, 2010 ; Brun *et al.*, 2017). L'utilisation comme décharge sauvage et les fréquentations de certains sites les rendent moins attractifs et amènent à un sentiment d'insécurité pour les riverains (Lyytimäki *et al.*, 2009 ; Loures, 2015).

Les services associés aux mares temporaires

Les zones de mares temporaires jouent des rôles similaires à ceux observés dans les zones aquatiques de plus grandes superficies. Elles participent à la régulation des événements extrêmes (Calhoun *et al.*, 2017, Rains *et al.* 2016) ainsi qu'à l'absorption du carbone atmosphérique (*e.g.* Holgerson, 2015) et à la dégradation d'éléments polluants (Zeng et Arnold, 2013). Elles ont également un rôle central en tant qu'habitat pour de nombreuses espèces d'amphibiens et d'insectes (Calhoun *et al.*, 2017) et présentent une grande importance sociale que ce soit dans le domaine de l'éducation ou encore du tourisme (Calhoun *et al.*, 2017).

Les services associés aux fourrés

Les fourrés jouent des rôles majeurs dans de nombreux écosystèmes (Eldridge et Soliveres, 2015) et notamment en milieux agricoles ou sous la forme de haies naturelles (Montgomery *et al.*, 2020). Les sols se trouvant sous les fourrés présentent une meilleure incorporation de la matière organique et généralement une densité apparente plus faible que les milieux agricoles environnants (Holden *et al.*, 2019). Ceci mène à une meilleure absorption par les sols de l'eau en cas d'événements extrêmes, un meilleur stockage du carbone et un sol de manière générale de meilleure santé. Les haies participent à la sauvegarde des sols en limitant l'érosion des sols. Frank *et al.*, (2014) ont estimé que la mise en place de haies en milieu agricole diminuait de plus de 33% l'érosion des sols. Les fourrés représentent des habitats indispensables pour les espèces prédatrices ou parasites permettant ainsi la limitation du développement de certaines pestes (Benayas *et al.*, 2017; Morandin *et al.*, 2014; Morandin *et al.*, 2016). La composition de ces fourrés, leur état de santé, leur largeur et leur composition influent fortement sur la plupart des services qu'ils fournissent que ce soit la régulation de la pollinisation, la régulation des pestes, la régulation des pollutions et des nuisances d'origine humaine.

Les services associés aux prairies mésophiles

Les prairies mésophiles et de fauches jouent bien entendu un rôle important dans les services d'approvisionnement notamment pour l'élevage via le pâturage et la production de fourrage (Bengtsson *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2020) mais également dans un certain nombre de SE de régulation. Elles participent à la régulation de la qualité de l'atmosphère via le stockage de carbone atmosphérique sous la forme de biomasse végétale. Cela est d'autant plus vrai que les milieux prairiaux, de manière générale, représentent un tiers du couvert végétal terrestre (Bengtsson *et al.*, 2019, Suttie *et al.*, 2005). Ce service est cependant fortement dépendant de la gestion des apports et exports réalisés sur la prairie (Soussana *et al.*, 2010). Les prairies enrichies en azote du fait d'une forte production de biomasse et d'un fort export stockent une quantité importante de carbone. Cet important stockage est contrebalancé par les émissions réalisées par les élevages dont le fourrage représente une source première d'alimentation ou encore par l'impact des méthodes d'exploitation de ces prairies sur d'autres SE comme celui de la régulation de la qualité des sols. L'ensemble des milieux prairiaux participent à la limitation de l'érosion et à la régulation des flux et événements extrêmes. Hao *et al.*, (2017) ont observé une augmentation de 13% du rôle de conservation des sols des prairies après la mise en place de mesures de restauration de la végétation. Les services de régulation de pollinisation, de contrôle des pestes et maladies et la régulation des sols sont des SE également cités dans la littérature scientifique (Zhao *et al.*, 2020) et seront également évalués dans la méthode aHEP.

Les services associés aux plantations de conifères

En termes de régulation les plantations de conifères jouent des rôles similaires aux forêts naturelles, dans des proportions cependant plus faibles. Une analyse des services écosystémiques fournis par différents types de plantation d'arbres réalisée par Burton *et al.* (2018) a mis en évidence le rôle des plantations de conifères dans de nombreux services de régulation détaillés dans le tableau 8.

Les services associés aux cultures

Les zones de cultures intensives produisent majoritairement un service de production souvent au détriment des autres services écosystémiques généralement fournis par le couvert végétal classique (Rodríguez *et al.*, 2006). Une adaptation des pratiques culturales comme la mise en place de cultures biologiques, de périodes de jachère ou de diversification des cultures permet de limiter l'impact de ces pratiques sur l'ensemble des SE et dans certains cas pourrait même permettre une amélioration du rendement des cultures (Foley, 2005; Garbach *et al.*, 2017; Sandhu *et al.*, 2010; Tamburini *et al.*, 2020). Ces pratiques moins intensives permettent la fourniture par les milieux cultivés d'un jeu complet de SE comme médiation des pestes, la régulation du climat, le stockage de carbone ou encore la régulation des flux de bases et des événements extrêmes (Foley, 2005; Tamburini *et al.*, 2020). Dans le cas de l'application de la méthode aHEP, nous avons considéré les SE fournis par les cultures comme identiques à ceux de milieux prairiaux.

Tableau 8 : Services écosystémiques rendus par chacun des habitats et sources principales de validation de ce service

Les services rendus par les différents habitats sont représentés en grisé. L'absence de coloration dans une case ne signifie pas automatiquement que ce service n'est pas rendu par l'habitat mais qu'il ne fait pas partie des SE principaux fournis par ce dernier. Source SE CICES niveau groupe (Haines-Young et Potschin-Young, 2018). CC= classification Corine biotope

	Mares temporaires (CC22.5)	Prairies humides et mégaphorbiaies (CC37)	Forêts alluviales, forêts et fourrés très humides (CC44)	Fourrés (CC31.8)	Prairies mésophiles (CC38)	Végétations des ceintures de bords d'eau (CC53)	Plantations de conifère (cc83.31)	Cultures (CC82)	Habitats rudéraux	Bâti et sol nu
Services d'approvisionnement	Plantes terrestres cultivées pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie						(Bordt and Saner, 2019)	(Foley, 2005; Garbach et al., 2017)		
	Plantes sauvages pour la nutrition, le matériel, ou l'énergie		(Zhao et al., 2020) (Plantureux et al., 2016)		(Bengtsson et al., 2019; Zhao et al., 2020)					
Services culturels	Interaction physique et intellectuelle avec l'environnement naturel	(Calhoun et al., 2017)	(Maltby et al., 2011)	(Bordt et Saner, 2019)	(Montgomery et al., 2020)	(Bengtsson et al., 2019)	(Maltby et al., 2011)	(Bordt et Saner, 2019)	(Loures, 2015, Scapino, 2016)	(Bordt et Saner, 2019)
	Médiation des déchets et des substances toxiques par l'écosystème	(Calhoun et al., 2017)	(Maltby et al., 2011)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)		(Maltby et al., 2011)			
Services de régulation	Médiation des nuisances d'origine humaine		(Maltby et al., 2011)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)					
	Régulation des flux et cycles élémentaires et des événements extrêmes	(Calhoun et al., 2017)	(Maltby et al., 2011)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)	(Zhao et al., 2020; Bengtsson et al., 2019)	(Maltby et al., 2011)	(Burton et al., 2018)	(Foley, 2005) Garbach et al., 2017)	(Mathey et al., 2015)
	Service de pollinisation		(e.g. Ziaja et al., 2018)		(Montgomery et al., 2020)	(Zhao et al., 2020; Bengtsson et al., 2019)			(Foley, 2005) Garbach et al., 2017)	(Mathey et al., 2015)
	Contrôle des pestes et des maladies		(Plantureux et al., 2016)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)	(Plantureux et al., 2016; Bengtsson et al., 2019)			(Foley, 2005) Garbach et al., 2017)	
	Régulation de la qualité du sol		(Plantureux et al., 2016)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)	(Zhao et al., 2020)		(Burton et al., 2018)	(Foley, 2005) Garbach et al., 2017)	
	Régulation de la qualité de l'eau	(Calhoun et al., 2017a)	(Maltby et al., 2011)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)		(Maltby et al., 2011)			
	Régulation des conditions et de la composition de l'atmosphère	(Calhoun et al., 2017a)	(Maltby et al., 2011)	(Riis et al., 2020)	(Montgomery et al., 2020)	(Zhao et al., 2020)	(Maltby et al., 2011)	(Burton et al., 2018)	(Garbach et al., 2017)Foley, 2005)	(Mathey et al., 2015)

2.2.2) Disservice écosystémique identifié

Un seul disservice a pu être mis en évidence : le risque allergène lié aux espèces prairiales et certaines espèces arbustives. Initialement un autre disservice lié à la présence de moustiques dans les mares temporaires avait été identifié. Cependant nous estimons que dans le cas des mares temporaires de Reichstett, l'abondance en moustique est déjà évaluée au travers du service de régulation des pestes et maladie. En effet une mare présentant un bon fonctionnement écologique accueillera une faune équilibrée incluant un certain nombre d'espèces prédatrices permettant ainsi la régulation des larves de moustiques (Kumar et Hwang, 2006; Washburn, 1995). Qui plus est le site est seulement accessible par un nombre limité de personnes diminuant de fait les interactions moustiques/ humains et les disservices engendrés. À l'opposé dans un contexte plus urbain ou densément bâti, ces espèces ont accès à de nombreux milieux artificiels de reproduction généralement plus favorables que les milieux naturels (e.g Wilke *et al.*, 2019). Elles rentrent également plus en contact avec la société humaine augmentant le risque de gêne ou de transmission de maladies. Le disservice découlera, donc dans ces conditions, d'un fonctionnement normal de l'écosystème et devra être évalué.

3) Sélection et description des indicateurs utilisés dans l'ajustement de la méthode aHEP au site de Reichstett

3.1) Protocole de sélection des indicateurs

La compréhension et l'interprétation des mécanismes complexes régissant notre environnement nécessite souvent une simplification (Turnhout *et al.*, 2007). Les indicateurs environnementaux jouent alors ce rôle d'intermédiaires en ramenant des processus complexes à une image de l'environnement plus facilement interprétable (Niemeijer et de Groot, 2008). Leur montage et leur sélection est cependant un processus long et complexe.

Dans la méthode aHEP, le critère fondamental de sélection des indicateurs est leur capacité à témoigner du rendu d'un ou plusieurs services écosystémiques par un habitat donné. Cependant d'autres critères plus généralement associés aux indicateurs doivent être également appliqués (Niemeijer et de Groot, 2008; Fig. 50). La sensibilité de l'indicateur aux modifications des conditions de l'environnement est décisive pour assurer une mesure fine des potentialités de l'habitat (Niemi et McDonald, 2004) . En plus de cette sensibilité, les indicateurs doivent être basés sur des principes scientifiques éprouvés et préalablement testés afin d'assurer leur robustesse.

Les indicateurs sont souvent tirés entre un désir de précision et d'opérationnalité (Turnhout *et al.*, 2007). Un indicateur trop complexe, coûteux à mettre en place ou à comprendre bien que précis ne sera pas

pertinent dans le cadre de l'application de la méthode aHEP. En effet cette dernière est vouée à être applicable par un panel complexe et divers d'utilisateurs allant du scientifique à l'aménageur du territoire. Qui plus est l'obtention de données peut être souvent limitée par des questions de temps, de financement et de compétences. Pour être opérationnels dans un maximum de cas de figure, les indicateurs sélectionnés doivent donc être adaptables et fonctionner avec un jeu de données le plus limité possible. La sélection d'indicateurs existants et validés par la littérature scientifique est donc prioritaire ici.

Un ajustement majeur de la méthode aHEP dans le cadre de l'application au site de Reichstett a été réalisé dans le choix des indicateurs. Niemeijer et de Groot (2008) soulignent l'importance de la clarté des règles de décision dans la sélection des indicateurs. Ils suggèrent d'ailleurs la mise en place d'un réseau causal pour faciliter la sélection d'indicateurs plus pertinents pour répondre aux problèmes posés. Dans le cadre de l'évaluation des SE et DSE, ce réseau causal est représenté au travers de la cascade des services écosystémiques présentée dans l'introduction de cette thèse (Fig.10 p38). Ce réseau d'interactions identifie clairement trois nœuds majeurs dans l'évaluation des services : l'intégrité de l'habitat, le degré de fonctionnalité de l'habitat et les bénéfices retirés de son fonctionnement. Les indicateurs sélectionnés devront donc soit témoigner de l'intégrité de l'habitat c'est-à-dire de sa composition, de sa structure et des processus qui le composent ; du degré de rendement des fonctionnalités qui lui sont associées ou bien encore directement des bénéfices tirés par l'Homme du bon fonctionnement de l'écosystème.

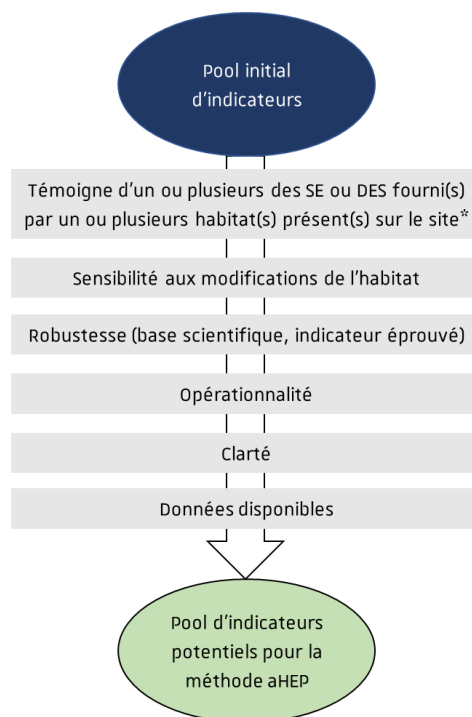


Figure 50 : Critères de sélection des indicateurs dans le cadre de la méthode aHEP.

A partir d'un pool initial d'indicateurs différents critères de sélection des indicateurs, présentés dans les cadres gris, permettent l'obtention du pool final d'indicateurs applicables à la méthode aHEP (cercle vert) *Pour témoigner des SE et DSE les indicateurs doivent rendre compte soit de l'intégrité de l'habitat, soit du rendement d'une ou plusieurs de ces fonctions ou directement témoigner des bénéfices perçus par la production de ces services écosystémiques.

3.2) Données disponibles utilisées dans la sélection des indicateurs

3.2.1) Données disponibles pour la zone humide impactée et la zone d'accueil

Les données disponibles jouent un rôle clé dans la sélection des indicateurs (Fig. 50). Sur le site de Reichstett la majorité des données disponibles pour la zone impactée par les mesures de redéveloppement sont issues de l'étude d'impact réalisée par le bureau d'étude Oréade Brèche en 2015 (Oréade Brèche, 2015). L'étude contient notamment un relevé des habitats, de leur patrimonialité et de leur état de conservation (typicité, présence d'espèces nitrophiles, présence d'espèces invasives). L'étude d'impact contient également quelques informations sur l'hydrologie ou les traces potentielles de pollution des sols. Aucun relevé de la biodiversité ordinaire n'est cependant disponible et nous n'avons donc aucun relevé floristique ou faunistique disponible par habitat. Seules les espèces patrimoniales identifiées ont été comptabilisées et localisées sur le site. En 2017, l'Eurométropole de Strasbourg a acquis par rétrocession la zone agricole située à l'Est de l'Écoparc Rhénan. Dans l'objectif futur d'aménager la zone, elle a mandaté la même année (2017) le bureau d'étude Écolor pour la réalisation d'un diagnostic écologique complet de la zone. Du fait de la proximité avec le site d'étude, certains relevés floristiques, plus précis que dans l'étude d'impact, ont pu être extrapolés et appliqués à la zone humide impactée par l'aménagement de friche de Reichstett. C'est notamment le cas d'un point de relevé botanique réalisé dans les mégaphorbiaies accolées à la zone impactée. (Annexe 14). En 2016 dans le cadre de la mise en place des mesures compensatoires, une étude de potentialité de création de la zone avait été réalisée sur la friche d'accueil (Jacek et Combroux, 2017). Lors de cet inventaire un relevé de la végétation présente sur la zone en friche et un suivi de la biodiversité végétale contenue dans les sols sous forme de graines avaient été faits. Le relevé a été réalisé en août et septembre 2016 et une classe de recouvrement Braun-Blanquet (Westhoff et Van Der Maarel, 1978) avait alors été assignée à chacune des espèces inventoriées (Annexe 15).

3.2.2) Données récoltées sur la zone de compensation

Des relevés généraux de végétation ont été réalisés en 2020 et 2021 pour chacune des zones d'hygrométrie variable dont les délimitations sont présentées dans le chapitre 2. Pour chaque espèce relevée, un pourcentage de recouvrement a été associé. Les relevés de faunes des sols et les caractéristiques pédologiques (Chapitre 2 et 3) représentent également des sources de données potentielles pour la sélection d'indicateurs.

Deux mares temporaires sont également présentes sur le site de compensation. Des relevés de végétations ont été réalisés dans les deux mares en juin 2020 et juin 2021 selon la méthode détaillée dans le protocole de Bio-évaluation des Ecosystèmes Mares et Etangs (Aquabio conseil, 2020). Du fait d'une profondeur généralement inférieure à 1 mètre, les relevés ont pu être réalisés à vue. Les mares étant homogènes, un seul relevé général par mare a été réalisé avec une analyse du recouvrement des espèces identifiées. Ces

recouvrements sont classés en quatre catégories : 1 quelques pieds ; 2 quelques petits herbiers ; 3 petits herbiers assez fréquents ; 4 grands herbiers discontinus et 5 herbiers continus. Un relevé rapide des espèces composant les bords de la mare a été ajouté au relevé des espèces aquatiques (Annexes 27a, b, c).

3.3) De la mesure de l'intégrité écologique à l'évaluation des services écosystémiques de régulation

Le concept d'intégrité de l'habitat initialement introduit par Leopold en 1944 (Leopold *et al.* ; 2001) désigne la capacité d'auto-organisation des systèmes écologiques ainsi que leur résistance aux risques écologiques (Kandziora *et al.*, 2013b ; Müller, 2005 ; Stoll *et al.*, 2015). L'intégrité d'un habitat correspond donc à la capacité de ce dernier à réaliser les fonctions qui lui sont associées, elles-mêmes associées à la structure et aux processus présents dans l'écosystème (Müller et Burkhard, 2010).

Étant donné ses liens forts avec la fonctionnalité des habitats, l'intégrité d'un écosystème est une composante importante dans l'évaluation de la capacité de l'écosystème à fournir des services écosystémiques et plus particulièrement les services écosystémiques de régulation (Fig. 51).

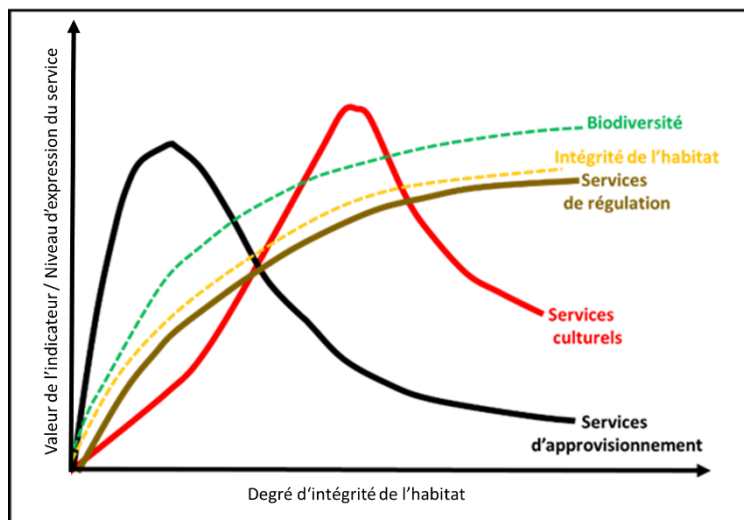


Figure 51 : Liens entre services écosystémiques et l'intégrité de l'habitat

Adaptée de Kandziora *et al.* (2013b), initialement présentée dans Sarukhan *et al.*, (2005) ; L'évolution de la production des différentes catégories de SE est représentée par les traits pleins. Les traits en pointillés représentent l'évolution du degré de biodiversité (vert) et d'intégrité de l'habitat (jaune). La superposition des courbes permet d'observer l'évolution de degré de production de chaque service en fonction de l'augmentation de l'intégrité de l'habitat et de la biodiversité qui l'habite.

Contrairement aux services de régulation, les SE culturels et d'approvisionnement ne sont pas corrélés directement à l'intégrité de l'habitat et diminuent même en présence d'une naturalité très forte des habitats (Kandziora *et al.*, 2013b ; Fig. 51). Dans les milieux agricoles, la priorisation des services d'approvisionnement se fait souvent au travers de l'apport d'intrants et de la modification plus ou moins

forte de l'état initial de l'écosystème. Ces pratiques se font souvent au détriment de la préservation de la biodiversité, de l'intégrité de l'habitat et des SE de régulation associés (Rodriguez *et al.*, 2006 ; Lee et Lautenbach, 2016; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). La naturalité de l'habitat est un critère important dans la fourniture des services écosystémiques culturels (CES)(Frank *et al.*, 2013; Ode *et al.*, 2009). Cependant une intégrité trop élevée est souvent mise en lien avec un accès très limité permettant l'absence quasi totale d'impacts de l'activité de l'humain sur l'écosystème, mais limitant aussi la possibilité de jouissance de nombreux services écosystémiques culturels dépendant d'une interaction directe (Kandziora *et al.*, 2013a).

3.3.1) Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation comme indicateur de l'intégrité de l'habitat

Dans le cadre de l'application de la directive de l'Union européenne 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que des espèces de la faune et de la flore sauvages plus couramment appelée habitat faune flore (DHFF, Directive 92/43/CEE), la transposition en droit français de l'article 6 prévoit le suivi et l'évaluation via la création de méthodes nationalisées de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire (articles R. 414-11 et R. 414-8-5 du code de l'Environnement). L'état de conservation est défini comme l'« effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les « espèces typiques » qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses « espèces typiques » » (DHFF, article 1 ; Directive 92/43/CEE). Un des critères définissant l'état de conservation favorable d'un habitat naturel est la présence de structure et de fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme autrement dit son niveau d'intégrité.

Dans le cadre la méthode aHEP appliquée aux mesures compensatoires du site de Reichstett, les méthodes d'évaluation de la conservation (MEEC) ont été utilisées comme proxy pour mesurer l'intégrité des habitats listés dans l'annexe I de la DHFF. La plupart de ces méthodes ont été développées par la muséum national d'histoire naturelle (MNHN) à la demande du ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de l'Energie. Elles visent à fournir un cadre factuel et national permettant de diagnostiquer scientifiquement l'état des composantes d'un site, estimer son évolution et fournir des éléments scientifiques pour orienter les gestionnaires du site (Maciejewski *et al.*, 2015). Chacune de ces méthodes permet l'évaluation au travers d'un indicateur composite, intégrant des critères de structure, de composition, de fonctionnalité et d'atteintes, d'estimer l'état de conservation d'un habitat donné par apport à un optimal souhaité⁴. Chacune des méthodes développées détaille donc sous la forme d'un tableau, un

⁴ « État vers lequel on veut tendre, un état pour lequel tous les indicateurs sont évalués comme favorables, il correspond à l'« état objectif » dans la méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers » (Carnino, 2009).

indicateur composite permettant l'obtention d'une note sur 100 de l'état de conservation de l'habitat. Un habitat est généralement considéré comme présentant un état de conservation favorable à partir d'une note de 70 sur 100. Ce seuil peut cependant être adapté aux différents contextes d'évaluation. Les guides d'application et les rapports d'études de chacune de ces MEEC sont disponibles sur le site de l'institut national pour la protection de la nature (INPN ; <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation>). Les MEEC et les indicateurs composites de manière générale présentent l'avantage d'une approche multi-indicateurs. Cela permet l'obtention d'une image plus globale du fonctionnement de l'habitat, mais également de garder une estimation de l'intégrité de l'habitat même en l'absence de certaines données listées dans les MEEC.

Il sera donc ici supposé que les habitats dépendants de la DHFF et impactés par les aménagements mis en place sont capables de fournir de manière complète les services qui leur sont associés uniquement s'ils présentent un état de conservation favorable. Si l'habitat présente une valeur d'état de conservation égale ou supérieure à 70% de la valeur maximale de l'indicateur composite existant, son état de conservation sera considéré comme favorable. Le HSI associé présente alors une valeur de 1. Dans le cas contraire la valeur du HSI correspond alors à la note obtenue divisée par la valeur correspondant à 70% de la note maximale qu'il peut obtenir.

3.3.2) Un indicateur d'hydromorphie des sols pour les MEEC des habitats humides

Dans le cadre des évaluations de l'état de conservation des habitats liés aux zones humides, une évaluation du régime hydrologique est nécessaire (Maciejewski *et al.*, 2015). Les méthodes ne proposent cependant pas encore d'indicateurs clairs pour évaluer cette fonctionnalité, mais se basent plutôt sur l'avis d'experts (Maciejewski *et al.*, 2015). Nous proposons ci-dessous un indicateur d'hydromorphie des sols issu des méthodes d'évaluation de la fonctionnalité des zones humides (Gayet *et al.*, 2016 et 2018). Ce dernier permettra d'indiquer de manière standardisée le bon fonctionnement hydrologique de l'habitat en se basant sur des critères pédologiques. Dans la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides, Gayet *et al.* (2016) ont défini un indicateur d'hydromorphie pouvant témoigner directement ou indirectement du fonctionnement hydrologique des sols.

Cet indicateur permet l'obtention d'une note variant de 0 à 1. Une valeur supérieure ou égale à 70% de la note maximale (soit ici 0.7) sera considérée comme un régime hydrique fonctionnel (valeur de 0 dans l'EC). Une valeur inférieure ou égale à 30% de la note maximale (soit ici 0.3) sera considérée comme un régime très perturbé (valeur de -10 dans La MEEC). Toute note intermédiaire sera considérée comme un régime perturbé (valeur de -5 dans la MEEC).

Cet indicateur se base notamment sur la présence, à différentes profondeurs, de traces pédologiques d'hydromorphie comme des traces d'oxydation⁵ ou encore de réduction⁵ et se calcul de la manière suivante:

Formules permettant le calcul de l'indicateur d'hydromorphie d'un sol (d'après Gayet et al., 2016)

$$\text{Hydromorphie} = \sum_{i=1}^N \text{Hydromorphie}_{\text{sous-ensemble homogène } i}$$

i = nombre de sous-ensembles homogènes compris entre 1 et N, N le nombre total de sous ensemble homogène

$$\text{Hydromorphie}_{\text{sous-ensemble homogène}} = \sum_{i=1}^P \text{Hydromorphie}_{\text{sondage pédologique}} \times \left(\frac{S_{\text{sous-ensemble homogène}}}{S_{\text{site}}} \right)$$

i valeur maximale relevée dans les sondages pédologiques d'un sous-ensemble homogène compris entre 1 et P

$S_{\text{sous-ensemble homogène}}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha

S_{site} ; la superficie du site en ha

$$\text{Hydromorphie sondage pédologique} = h_{\text{Histique}} \times 1 + h_{\text{réductique}} \times 0.55 + h_{\text{rédoxique}} \times 0.1$$

h_{Histique} égale à 1 si il y a des traits d'hydromorphie histiques d'au moins 10cm d'épaisseur. Soit principalement la classe d'hydromorphie H (MEDDE and GIS Sol., 2013)

$h_{\text{réductique}}$ égale à 0.55 si les traits réductiques⁵ (G) débutent à une profondeur \leq à 0.5 m (classe Vic et Vid) du GEPPA, sans traits d'hydromorphie histiques.

$h_{\text{rédoxique}}$; égale à 0.1 si il y a présence de traits rédoxiques qui débutent à moins de 0.25 m et se prolongent ou s'intensifient, ou bien présence de traits rédoxiques à moins de 0.5m de profondeur qui se prolongent ou s'intensifient en profondeur avec l'apparition de traits réductiques entre 0.8 et 1.2m (Classe GEPPA : Va, Vb, Vc, Vd et IVd).

D'autres indicateurs permettant l'évaluation des fonctionnalités des zones humides sont proposés par Gayet et al. (2016, 2018), ils nécessitent cependant certaines données terrain que nous n'avons pas à notre disposition. Nous avons également voulu privilégier l'utilisation d'indicateurs pouvant être à la fois pertinents sur des zones humides et des zones non humides.

3.4) Des indicateurs basés sur la végétation pour l'évaluation du degré de fonctionnalité des habitats

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation ne concernent que les habitats visés par la DHFF. Pour d'autres habitats pour lesquels les méthodes d'évaluation de l'état de conservation sont toujours en cours

⁵ Les **traits rédoxiques** témoignent d'une oxydation du fer présent dans les sols et donc de la présence d'une saturation en eau du sol, courte mais régulière. Elle se présente sur le terrain par des tâches rouge orangé. Les **traits réductiques** caractérisés par une couleur gris-bleu du sol correspond à une réduction du fer contenu dans ce dernier. Ceci est dû à un engorgement permanent ou quasiment permanent du sol. Un **horizon histique**, lui, correspond un horizon (couche de sol) très sombre riche en matière organique partiellement décomposée. Elle témoigne d'une saturation forte des sols en eau qui va ralentir la décomposition de la matière organique. (voir <http://www.zones-humides.org/identifier/identifier-2/delimiter-pour-la-reglementation-2/critere-relatif-a-l-hydromorphie-des>)

de montage ou encore les habitats non visés par la DHFF, il n'existe pour l'instant pas de méthodes standards pour évaluer leur intégrité. C'est notamment le cas pour les habitats fortement anthropisés dont l'existence même est fortement liée à l'activité humaine. En parallèle certains services écosystémiques comme la régulation de la composition de l'atmosphère, la régulation des événements extrêmes ou la médiation des nuisances d'origines humaines vont être plus fortement liés à la typologie végétale présente et à l'occupation des sols qu'à l'intégrité et à la richesse spécifique même de l'habitat (Bengtsson *et al.*, 2019). Pour ces habitats et services, du fait de l'absence ou de la non-pertinence d'indicateurs de MEEC, la sélection des indicateurs est centrée sur leur capacité à témoigner du degré auquel le service est rendu.

Une recherche a été réalisée sur les bases de données web of science et google scholar en associant les termes « index OR indicator*» avec le terme « ecosystem services » ou encore un terme spécifique à un service donné. Du fait des services écosystémiques et habitats concernés par ces recherches, les indicateurs liés à la typologie, au recouvrement et à la santé de la végétation ont été prioritaires. Cette approche centrée sur la végétation présente également un avantage vis-à-vis des données disponibles. En effet, la majorité des données facilement accessibles dans les suivis réalisés sur le site de Reichstett ou en open data concernent la végétation (voir 3.1).

3.4.1) Evaluation de l'activité photosynthétique via l'utilisation de données de télédétection

Le NDVI ou Normalized Difference Vegetation Index est un indicateur permettant la mesure de l'activité photosynthétique existante sur une zone donnée. Il est basé sur l'analyse de bandes lumineuses spécifiques renvoyées par la végétation et est mesurable à partir d'images aériennes ou satellitaires. Cet indicateur initialement développé par Krieglner *et al.* (1969) est basé sur la mesure des bandes rouges et infrarouges proches et de leur normalisation selon la formule suivante :

Méthode de calcul du NDVI

$$NDVI = \frac{PIR - Red}{PIR + Red}$$

PIR : mesure de réflectance des ondes proches infrarouges ; **Red** : mesure de réflectance des ondes rouges

Cet indicateur est utilisé pour diverses mesures comme la différenciation du couvert végétal (e.g. Pettorelli *et al.*, 2005; Spadoni *et al.*, 2020), la mesure du LAI (Leaf area index)(e.g. Carlson et Ripley, 1997; Tan *et al.*, 2020), l'évaluation de la production de biomasse (Santin-Janin *et al.*, 2009; Zhu et Liu, 2015) ou encore l'état sanitaire de la végétation (e.g. Bento *et al.*, 2020). De par son lien fort avec l'activité photosynthétique, le type et le pourcentage de couvert végétal, le NDVI a été utilisé comme proxy pour l'évaluation de plusieurs services écosystémiques (de Araujo Barbosa *et al.*, 2015). Le NDVI a été utilisé pour évaluer la capacité d'un écosystème à stocker du CO₂ (La Puma *et al.*, 2007; Yuan *et al.*, 2018), à participer à la régulation du climat (e.g. De Carvalho et Szlafsztein, 2019; Marando *et al.*, 2019; Sannigrahi *et al.*, 2020), à assurer une bonne

productivité agricole (e.g. Casa *et al.*, 2021; Damian *et al.*, 2019; Rui *et al.*, 2011) et à réguler des évènements extrêmes (e.g. Garcia-Ayllon et Radke, 2021).

Malgré l'ensemble de ses avantages, le NDVI présente certaines limites. La présence de certains éléments dans l'atmosphère comme les aérosols, la qualité du détecteur ou encore la réflectance du sol peuvent impacter les résultats obtenus (Huang *et al.*, 2021). De plus dans des conditions où l'on observe une forte activité photosynthétique, une saturation des valeurs de NDVI mesurées peut être observée et impacter négativement la précision des mesures. Les nouvelles méthodes utilisées pour la mesure du NDVI ont cependant pris en compte les problèmes engendrés par les aérosols et l'eau atmosphérique (Frantz, 2019). Nous conseillons cependant dans la mesure du possible l'utilisation du ARVI ou Atmospherically Resistant Vegetation Index (Kaufman et Tanre, 1992). Ce dernier est similaire au NDVI mais incorpore également la mesure des valeurs de réflectance dans les bandes bleues. Il est donc moins sensible aux perturbations liées à la composition atmosphérique (vapeur d'eau et aérosols ; Kureel *et al.*, 2021; Somvanshi et Kumari, 2020; Xue et Su, 2017).

Méthode de calcul du ARVI

$$ARVI = \frac{(PIR - RB)}{PIR + RB}$$

$$\text{avec } RB = Red - \gamma(Blue - Red)$$

PIR : mesure de réflectance des ondes proche infrarouge ; **Red** : mesure de réflectance des ondes rouges **Blue** : mesure de réflectance des ondes bleues. γ facteur d'autocorrection qui dépend du type d'aérosol présent = 1 si les données ne sont pas disponible pour le type d'aérosol.(Kaufman et Tanre, 1992)

Les données et mesures du ARVI et du NDVI sont en libre accès via le site Sentinel Hub. Leur mesure se fait avec une précision de l'ordre de 10 m ce qui est largement suffisant pour une évaluation de plusieurs hectares. Le site sentinel hub, et ce notamment au travers de l'application EO Browser permet la mesure sur une période donnée et dans une zone préalablement délimitée du ARVI et NDVI.

Les valeurs du NDVI et ARVI varient de 0 (pas d'activité photosynthétique) à 1 (activité photosynthétique forte) en fonction du degré d'activité photosynthétique. Une valeur négative peut être observée au niveau des zones aquatiques pour lesquels l'indicateur n'est pas pertinent. Il est donc nécessaire d'éviter les zones immergées au moment de la mesure. La valeur obtenue correspond aux HSI utilisés dans l'application de la méthode aHEP. Dans le cadre de l'évaluation des SE associés l'évaluation la valeur de l'ARVI utilisée correspond à la valeur moyenne obtenue sur une année. Seules les mesures relevées avec un couvert nuageux inférieur à 5% peuvent être prises en compte.

3.4.2) Service écosystémique de pollinisation : Indice nectarifère simplifié

Le SE de pollinisation est un service écosystémique crucial qui joue un rôle à la fois dans la conservation des espèces en permettant la reproduction de nombreuses espèces végétales sauvages, mais également dans le rendement des cultures (IPBES, 2016; Kearns *et al.*, 1998; Porto *et al.*, 2020). L'évaluation de ce service peut se faire au travers de l'évaluation de l'état de santé, de la diversité ou de la densité en espèces pollinisatrices. Cependant en l'absence ici de relevés de ces espèces pollinisatrices, nous proposons de nous appuyer sur les relevés floristiques disponibles et l'attractivité potentielle de l'habitat pour les espèces pollinisatrices.

Dans le cadre de l'évaluation de bandes enherbées fleuries en milieu agricole, Ricou *et al.* (2014) proposent un indicateur pour évaluer le service écosystémique de pollinisation. Il s'appuie sur 3 grands critères :

- *L'attractivité* de la plante, qui est elle-même divisée en trois critères que sont la taille, la réflectance et la couleur des fleurs.
- *L'accessibilité* est quant à elle définie par la famille botanique, la symétrie florale et la forme de la corolle.
- *La récompense* est évaluée via la mesure de quantité et de qualité du pollen et du nectar.

Bien que l'indicateur proposé par Ricou *et al.* (2014) semble intéressant beaucoup de critères proposés peuvent être complexes à mesurer a posteriori. La taille et le nombre de fleurs, par exemple, sont des critères difficiles à obtenir a posteriori et sont potentiellement chronophages à mettre en place sur le terrain. Il semblerait également qu'une partie de ces critères soient aussi dépendants de l'espèce de pollinisateur considérée. L'attractivité de la couleur des fleurs varie en fonction du pollinisateur et les fleurs d'une certaine couleur peuvent être plébiscitées par un groupe de pollinisateurs et ignorées par un autre (Arnold *et al.*, 2009 ; Ricou *et al.*, 2014).

Dans le cadre du montage d'un indicateur simplifié, nous avons voulu nous recentrer sur des critères plus simples et ne variant pas entre différents groupes de pollinisateurs. Sur l'ensemble des trois catégories proposées, seuls les critères de récompense ne présentaient jamais de différences entre les groupes de pollinisateurs. Nous avons donc considéré ici ce facteur de récompense comme primordial pour évaluer le degré de rendu du service de pollinisation. Cette capacité de récompense a été évaluée via l'estimation de quantité de nectar produite. Les seuils et données utilisés sont ceux de la base de données BioFlor (<https://www.ufz.de/bioflor/index.jsp>). Cette dernière évalue les potentialités nectarifères en 4 catégories : absence de nectar (0), concentration faible en nectar (1), concentration intermédiaire en nectar (2), concentration élevée en nectar (3).

La contribution nectarifère de chaque espèce présente dans le relevé correspond à la multiplication de son potentiel nectarifère par sa contribution spécifique dans l'habitat. L'indicateur nectarifère de l'habitat correspond à la somme de l'ensemble des contributions nectarifères des espèces présentes sur le site. Tout comme dans les MEEC, nous considérons que l'habitat présente un état favorable à la fourniture du service

écosystémique de pollinisation si la valeur moyenne observée sur l'ensemble de la prairie est supérieure ou égale à 70% de la note maximale atteignable par l'indicateur c'est-à-dire ci 2.1. Si la valeur moyenne obtenue sur la prairie est égale ou supérieure à 2.1 alors la valeur de HSI de ce service, pour l'habitat évalué est de 1. Dans le cas contraire le HSI correspond à la valeur moyenne obtenue divisée par 2.1.

3.5) Services écosystémiques d'approvisionnement

3.5.1) Approvisionnement en biomasse issue d'espèces végétales cultivées terrestres

Le service d'approvisionnement issu de plantes cultivées sont directement dépendant de la capacité des écosystèmes à accueillir ces cultures viables et productives. Ce service peut être évalué directement en mesurant la biomasse produite au travers d'indicateurs du rendement (Burkhard *et al.*, 2009; Kandziora *et al.*, 2013a, 2013b) ou indirectement via l'évaluation des potentialités agronomiques du sol (Drobnik *et al.*, 2018) (Fig. 52) . Dans le cadre de l'évaluation de ce service nous avons adapté 2 indicateurs qui seront développés dans les paragraphes 3.4.1.1 et 3.4.1.2. Le premier indicateur, ou indicateur de productivité agricole potentielle (PAP), est basé sur l'évaluation du rendement des cultures. Le second indicateur est basé sur une évaluation à dire d'experts de la qualité agricole des terres visées par l'évaluation.

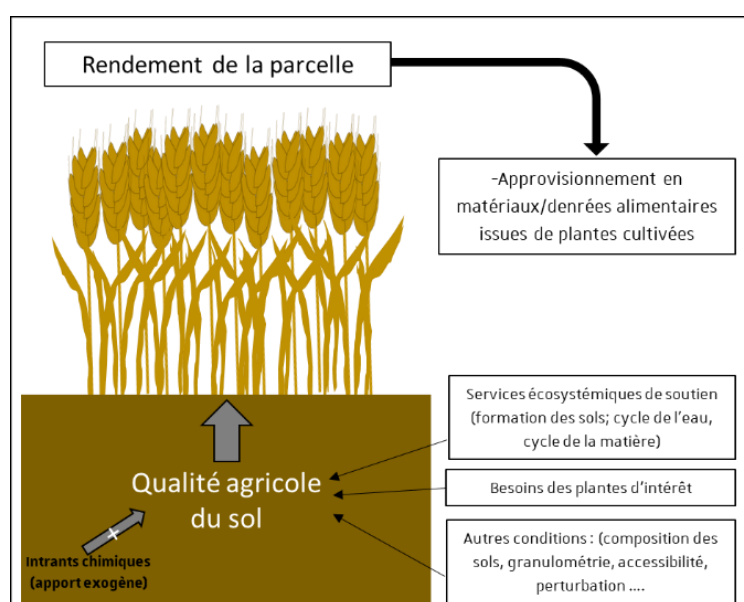


Figure 52 : Facteurs influençant la capacité d'un écosystème à fournir le service d'approvisionnement en espèces végétales cultivées

3.5.1.1) Indicateur de Productivité agricole potentielle (PAP)

L'indicateur de productivité agricole potentielle, développé pour l'application de la méthode aHEP au site de Reichstett, est un indicateur chiffré qui permet une évaluation plus précise de la capacité de production de l'écosystème. L'évaluation du service se fait en deux étapes. La première étape correspond à la mesure du rendement agricole du site d'intérêt selon une échelle de production locale (Fig. 53). Les données de rendement agricole peuvent être obtenues directement auprès de l'agriculteur ou bien encore auprès de services de l'état comme l'Agreste. Le rendement observé ou estimé sur la parcelle est à comparer aux données de rendement régionales de la même année. La catégorisation du rendement mesuré sur le site d'intérêt dans une des quatre catégories détaillées dans la figure 53 permettra l'obtention d'une note de « rendement agricole » variant de 0 à 1.

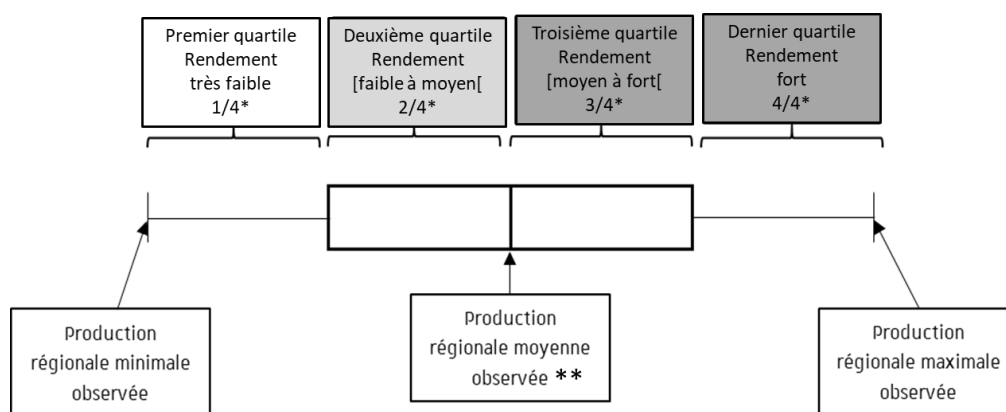


Figure 53 : Catégories de rendement basées les rendements observés à l'échelle régionale.

* la note sur 4 correspond à la note de rendement qui sera à multiplier par l'indicateur de degré d'enrichissement. ** Ici la moyenne et médiane sont représentées confondues mais ce n'est pas forcément le cas, la valeur seuil à prendre en compte est cependant bien la moyenne régionale.

Il est commun que les parcelles cultivées soient enrichies par l'agriculteur afin d'en améliorer le rendement. Dans le cadre de la méthode, nous souhaitons témoigner de la capacité de l'écosystème, sans apports exogènes, à fournir des services écosystémiques d'approvisionnement. C'est pourquoi dans un deuxième temps, un second indicateur d'enrichissement doit permettre la pondération des valeurs de rendement préalablement obtenues en fonction du degré d'enrichissement artificiel des sols. Plus l'apport nécessaire à l'obtention d'un rendement sera important plus la valeur agricole de cet habitat sera donc faible.

En l'absence de référence fixe, cet indicateur doit être estimé à dire d'experts en associant une valeur de 1 pour l'absence totale d'enrichissement, de 0.5 pour un apport modéré et de 0,1 pour un apport très fort. Le calcul final de l'indicateur de productivité agricole potentielle (PAP) correspond à la multiplication des deux valeurs estimées ci-dessus.

$$\text{Productivité agricole potentielle} = \text{Catégorie de rendement} \times \text{Niveau d'apport en intrant}$$

Cet indicateur permet alors l'obtention de valeur variant de 0 à 1 et correspondant, dans la méthode aHEP, à la valeur d'HSI dans le cadre de l'évaluation du service d'approvisionnement en espèces cultivées.

3.5.1.2) Evaluation qualitative de la qualité agricole des sols

Les données de rendement ou d'enrichissement ne sont cependant pas toujours faciles à obtenir et peuvent être affectées par des événements exceptionnels à l'échelle mondiale ou locale (sécheresse, maladies, vandalisme) (Lesk *et al.*, 2016). Une approche simplifiée et basée sur une évaluation à dire d'experts de la qualité agricole des sols peut s'avérer nécessaire pour l'estimation des potentialités du site à rendre ce service d'approvisionnement. Cette évaluation inclut des critères de composition des sols (teneur en MO, acidité et...), des critères hydrologiques (saturation, accès à l'eau), chimiques (potentialités de lessivage des nitrates) mais également techniques (facilité d'accès) (Party et Muller, 2005). Cette qualité agricole se présente sous la forme d'un gradient allant d'un sol de qualité agricole très forte à un sol de qualité agricole très faible. Les seuils intermédiaires et notes associées dans le cadre du calcul du HSI sont décrits dans le tableau 9. La valeur agricole est nulle si le service n'est pas utilisé.

Tableau 9 : Evaluation de qualité agricole des sols

La valeur de qualité agricole, évaluée à dire d'experts, est basée sur des analyses de terrain. Cette valeur est disponible dans plusieurs documents fournis par la chambre d'agriculture. Le HSI correspond à la note de qualité agricole qui varie de 1 à 5 divisée par 5.

Qualité agricole du sol	Note /5 (HSI)
Très bonne	5 (HSI de 1)
Bonne	4 (HSI de 0.8)
Moyenne	3 (HSI de 0.6)
Faible	2 (HSI de 0.4)
Très faible	1 (HSI de 0.2)

Cette valeur de qualité agricole des sols est facilement accessible soit directement auprès des agriculteurs, de la chambre d'agriculture ou encore dans les plans d'aménagements locaux. Cette évaluation est disponible, pour Reichstett, à la fois dans l'étude d'impact, le SRADETT, ou encore les documents de l'ARAA (Association de Relance Agronomique en Alsace) décrivant la zone agricole (Party et Muller, 2005).

3.5.2) Approvisionnement en biomasse issue d'espèces végétales sauvages terrestres : la valeur fourragère

Nous proposons ici deux approches d'évaluation de la valeur fourragère d'une prairie. La première est basée sur une évaluation de la valeur moyenne de l'unité fourragère lait (UFL) de la prairie (INRA, 2018). L'unité fourragère lait correspond à la valeur énergétique du fourrage comparée à la valeur énergétique de référence qui est celle de l'orge (UFL de 1). Les valeurs d'UFL sont cependant souvent complexes d'accès et disponibles pour un nombre limité d'espèces. C'est pourquoi dans un second temps nous proposons un indicateur basé sur une expertise de la valeur fourragère d'une liste d'espèces d'origine locale. Cette méthode donne des informations moins précises que les valeurs d'UFL, mais présente une meilleure applicabilité à des prairies naturelles et semi-naturelles ou les espèces fourragères classiques ne sont pas obligatoirement dominantes. Elle est cependant dépendante de l'existence d'une liste locale détaillant la valeur fourragère des espèces. Les deux indicateurs sont décrits ci-dessous.

3.5.2.1) Valeur fourragère d'une prairie : l'unité fourragère lait

Un revue rapide la littérature (Rulquin, 2001) et des sites des chambres agricoles a permis de mettre en évidence une liste de 14 espèces fourragères constituée de 7 espèces de poacées et 7 espèces de fabacées (Tableau 10). Cette étude a également permis l'obtention des unités fourragères lait associées à ces espèces (INRA, 2018).

Tableau 10 : Liste des espèces végétales fourragères et de leur valeur en unités fourragère lait (UFL)
Les données fourragères lait et la liste des espèces fourragères sont issus de INRA (2018) et Rulquin (2001)

ESPECES FOURRAGÈRES GRAMINÉES	Valeur UFL	ESPECES FOURRAGÈRES FABACÉES	Valeur UFL
<i>Dactylis glomerata</i>	0.91	<i>Onobrychis viciifolia</i>	0.83
<i>Festuca arundinaceae</i>	0.79	<i>Trifolium repens</i>	1.03
<i>Phleum pratense</i>	0.82	<i>Trifolium pratense</i>	0.81
<i>Lolium perenne</i>	0.98	<i>Lotus corniculatus</i>	0.82
<i>Lolium multiflorum</i>	0.9	<i>Trifolium hybridum</i>	0.89
<i>Lolium hybridum</i>	0.9	<i>Trifolium incarnatum</i>	0.74
<i>Festuca pratensis</i>	0.97	<i>Medicago sativa</i>	0.73

Ces valeurs permettront une évaluation ou une estimation de la valeur moyenne de l'unité fourragère lait de la prairie par rapport à une valeur référence de 1.

Méthode de calcul de l'unité fourragère lait moyenne d'une prairie

$$UFL_{moyenne} = \frac{\sum(UFL(e) * Fréquence (espèce e))}{100}$$

La fréquence correspond ici au pourcentage de recouvrement de l'espèce sur la prairie évaluée. La valeur de cet indicateur correspond à la valeur de HSI utilisée dans la méthode aHEP. Si la valeur est supérieure à 1, la valeur du HSI est ramenée à 1.

3.5.2.2) Valeur fourragère locale

Une autre possibilité de calcul de valeur fourragère de la prairie consiste à classer les différentes espèces dans des catégories fourragères allant de nulle à très bonne. Ceci nécessite cependant qu'une analyse locale de la flore ait été réalisée. Dans le cadre de la région Grand Est, Bayeur *et al.* (2020) ont réalisé une telle analyse pour les prairies des Vosges en évaluant la valeur fourragère de plus de 60 espèces. Les valeurs fourragères vont alors de 0 (nulle), 5 (Très bonne). La valeur fourragère de certaines espèces est également disponible dans les bases de données BioFlor (<https://www.ufz.de/bioflor/index.jsp>) et eFloralsys (<http://eflorasys.univ-lorraine.fr/>).

La valeur fourragère moyenne peut donc être évaluée de la façon suivante :

Calcul de la valeur fourragère moyenne

$$Valeur\ fourragère\ moyenne = \sum \left(\frac{Valeur\ fourragère\ espèce\ i}{5} \times \frac{Recouvrement\ espèce\ i}{100} \right)$$

Cette valeur fourragère correspond à la valeur HSI utilisée dans la méthode aHEP. Il est important de noter que les deux indicateurs décrits ci-dessus partent du postulat que la valeur fourragère d'une espèce va être constante peu importe les conditions dans lesquels elle s'est développée. Une analyse plus poussée nécessiterait une mesure directe de la valeur en UFL de chaque échantillon et non pas une estimation à partir de valeurs standardisées.

3.6) Services écosystémiques culturels

En comparaison d'autres services, les services écosystémiques culturels (CES) sont souvent négligés et ce même dans les milieux urbains où ils jouent pourtant un rôle important (Dobbs *et al.*, 2021; La Rosa *et al.*, 2016). La diversité d'indicateurs existants dans le cadre de l'évaluation des CES est encore limitée en comparaison des autres services et ils présentent souvent un manque d'applicabilité dans les projets

d'aménagements (La Rosa *et al.*, 2016). Cheng *et al.* (2019) ont identifié au travers de leur analyse de la littérature, une vingtaine de méthodes existantes permettant l'évaluation des CES. La méthode utilisée de manière prédominante correspond à la mise en place d'interviews et de questionnaires visant les potentiels bénéficiaires de ces services. Ces résultats sont consistants avec ceux observés par La Rosa *et al.* (2016) qui ont mis en évidence que dans plus de 33% des cas, l'évaluation des CES se faisait au travers de l'interview des différentes parties prenantes (public, politique, aménageurs, etc...). Dans le cadre de projets où le temps d'évaluation ou encore les données accessibles sont limitées, l'application de telles méthodes semble compromise. Il est donc nécessaire d'arriver à mettre en place un indicateur capable, en se basant sur une approche indirecte, d'évaluer les potentialités d'un site en termes de CES.

Dans le cas de la méthode aHEP nous avons pris en compte que les services culturels directs (*e.g.* récréation) qui nécessitent une interaction physique ou intellectuelle avec l'environnement. Les services culturels indirects, issus principalement d'une reconnaissance de l'existence de l'écosystème sans réelles interactions directes (*e.g.* spiritualité), ne sont pas estimés présents sur le site de Reichstett.

Costanza (2008) catégorise les services culturels directs dans la classe des « services liés aux mouvements des usagers ». Ceci implique que la capacité d'un écosystème à fournir ces CES est fortement dépendante de la présence et du déplacement des personnes qui en bénéficient (Fisher *et al.*, 2009; Paracchini *et al.*, 2014). La prise en compte d'une zone de connexion de service (Syrbe et Walz, 2012), au travers de laquelle le bénéficiaire va accéder aux services est donc primordiale dans l'évaluation de la capacité d'un habitat à fournir des CES (Ala-Hulkko *et al.*, 2016; Lu *et al.*, 2019). Au-delà du critère d'accessibilité, d'autres facteurs influencent fortement la production des services culturels. Kosanic et Petzold, (2020) ont mis en évidence que les trois CES les plus étudiés sont : l'intérêt récréatif, l'intérêt esthétique et l'héritage culturel de l'écosystème. Ces trois critères doivent donc, au même prix que l'accessibilité du site, être intégrés dans l'évaluation des CES.

Paracchini *et al.*, (2014) ont développé un indicateur composite appelé ROS (Recreation Opportunity Spectrum) pour cartographier les services culturels et plus particulièrement les services de récréation à l'échelle européenne. Il est composé d'un indicateur de potentiel récréatif (RPI) pondéré par un indicateur d'accessibilité et d'isolement du site. Le RPI est lui-même issu de l'agrégation de trois indicateurs : (i) la naturalité du site, (ii) la présence d'habitats/zones protégés (rareté) et (iii) la présence de point d'eau. Dans le cadre de l'évaluation de services écosystémiques culturels présents sur notre zone d'étude, nous avons appliqué cet indicateur avec certaines modifications mineures (Tableau 11).

(i) La naturalité a été évaluée selon les critères proposés par Ode *et al.* (2009) et non selon le degré d'hémérobie de la végétation qui peut être longue à mesurer ou obtenir. L'utilisation de critères simples et identifiables par imagerie aérienne permet une évaluation plus généralisable et plus adaptée à l'échelle de notre étude. Les critères incluent dans l'évaluation sont décrits dans le tableau 11.

Tableau 11 : Description des critères d'évaluation du degré de naturalité d'un site (Traduit d'après Ode *et al.*, 2009)

Naturalité	Elevée	Moyenne	Faible
Niveau de succession écologique	Une large bordure d'espèces de succession dans les milieux ouverts	Bordure fine d'espèces typiques de succession écologique dans les milieux ouverts	Pas d'espèces typiques de succession écologique dans les milieux ouverts
Nombre de patchs forestiers	Plein de petits patchs	Plein de patchs de taille moyenne	Quelques patchs de grande taille
Indice de morphologie des bordures d'habitat (shape index)	Formes complexes	Formes intermédiaires	Formes géométriques

(ii) La proportion des espaces protégés a été mesurée en utilisant le niveau de patrimonialité de chaque habitat disponible dans l'étude d'impact, pondéré par la surface qu'il représente sur le site d'évaluation. (Tableau 12).

Comme proposé par Paracchini *et al.* (2014), l'impact de la présence de points d'eau est mesuré selon 2 critères : la qualité de l'eau de baignade et la proximité de la zone évaluée avec un point d'eau ($d_{max}=2000$ m). Si le point d'eau est localisé dans une zone protégée, sa valeur sera automatiquement maximale. Chacun des indicateurs est alors ramené à une valeur oscillante entre 0 et 1. Les indicateurs de naturalité, patrimonialité⁶ et attractivité (présence de points d'eau) sont agrégés en un indicateur de potentiel récréatif (RPI, Tableau 13). Chacun de ces trois points présente un poids égal dans l'évaluation et la somme finale est calculée sur 9 points. Le RPI correspond donc à la moyenne de ces 3 indicateurs (Tableau 12) ramenée à une valeur entre 0 et 1.

Comme développé par Paracchini *et al.* (2014) nous pondérons cet indicateur avec l'accessibilité et l'isolement du site d'évaluation. Pour cela nous utilisons les critères détaillés dans l'article et présentés dans la figure 54.

Les valeurs de cet indicateur vont alors de 5, le site est facilement accessible à 1 très isolé, 0 signifiant que le site est inaccessible. Cette valeur est ensuite ramenée entre 0 et 1. Si le site se trouve dans un milieu à accès limité à un nombre très restreint de personnes, il obtiendra une note de 1/5 équivalente aux milieux très reculés et difficiles d'accès. La pondération du RPI avec cet indicateur permet l'obtention du ROS qui oscille alors entre 0 et 1. Cette valeur de ROS correspond au HSI utilisé dans la méthode aHEP.

⁶ La notion de patrimonialité d'un habitat est une notion subjective qui est liée à la personne ou au domaine définissant cette patrimonialité (Guiral, 2013). Elle désigne ici cependant, dans une optique de protection de la nature, la nature « remarquable, exceptionnelle (rare) faisant partie du patrimoine national, héritée et à transmettre, reconnue par la réglementation » (FNE ; Guiral, 2013). Elle s'oppose à la notion de nature ordinaire (Pellegrin *et al.*, 2018).

Tableau 12 : Méthode et critère de calcul du « Recreational potential index » (RPI)

Méthode adaptée d'après Parachini *et al.* (2014). La valeur du RPI oscille entre 0 et 1 et correspond à la somme de 3 critères chacun présentant une valeur de 0 à 3 divisé par le maximum total possible c'est-à-dire 9. Les trois critères sont la naturalité du milieu, sa patrimonialité et l'évaluation des milieux aquatiques qui le compose.

Critères	Remarques et calcul	Niveau	Note
Naturalité (Ode <i>et al.</i> 2009)	Ode <i>et al.</i> 2009 se basent sur 3 critères afin d'évaluer la naturalité d'un site : Le Shape index + Stade de succession et le couvert forestier. (Tableau 11)	Elevé	3
		Moyenne	2
		Faible	1
		Nulle	0
Patrimonialité de l'habitat	Dans le cadre de mesures compensatoires, la patrimonialité des habitats présents est présentée dans l'étude d'impact ainsi que l'arrêté préfectoral. Le degré patrimonialité du site dans son ensemble est calculé selon la formule suivante : <i>Degré de patrimonialité site</i> $= \sum (\text{degré de patrimonialité d'un habitat} \times (\frac{\text{surface de l'habitat}}{\text{Surface totale du site}}))$	Très fort	3
		Fort	2
		Moyen	1
		Négligeable	0
Milieux aquatiques	Les critères d'évaluation se basent ici sur l'intérêt récréatif de la présence de points d'eau que ce soit pour la baignade ou l'attrait esthétique. Il est basé sur 2 critères : <ul style="list-style-type: none"> ➤ La qualité des eaux de baignade : bonne, moyenne ou mauvaise (à adapter au contexte et aux données disponibles, nulle s'il n'y a pas de zone de baignade ou si elle est interdite) ➤ La distance à un point d'eau (Cf Paracchini <i>et al.</i>, 2014). Si cette distance est supérieure à 2km la valeur de cet indicateur est nulle. Si le point est situé dans une zone protégée, la valeur de cet indicateur est automatiquement maximale. Sinon la valeur de l'indicateur correspond à la valeur obtenue avec la formule ci-dessous. La formule de calcul est la suivante : $f(d) = \frac{1+K}{K+e^{\alpha \cdot d}}$ ou d correspond à la distance en m et K= 150 et $\alpha=3.50^{-03}$	La fusion des données obtenues pour les deux indicateurs permet l'obtention d'une valeur entre 0 et 3	
RPI		/9	

		Distance à une route (km)			
		<1	1-5	5-10	>10
Distance par rapport à une zone urbaine (km)	<5	5	4	4	2
	5-10	4	4	4	2
	10-25	3	3	3	2
	25-50	3	2	2	2
	>50	2	2	2	1

5	Voisinage
4	Proche
3	Loin
2	Isolé
1	Très isolé

Figure 54 : Evaluation de l'accessibilité du site étudié dans le cadre du calcul du recreation opportunity index. Adapté de Paricchini *et al.* (2014). Le chiffre correspond au score d'accessibilité d'un site sur 5 selon des critères de distance à une route et à une zone urbaine. Si le milieu est clôturé et inaccessible, cet indicateur aura une valeur de 0, 5 correspond aux sites les plus facile d'accès. Cet indicateur permet la pondération du RPI (Tableau 12)

3.7) Evaluation du risque allergène engendré par les différents habitats

L'allergie au pollen concerne plus de 15% de la population mondiale et une proportion de 20 à 30% dans les pays développés comme la France. Ces proportions sont en constante augmentation potentiellement en lien avec une augmentation du degré de pollution atmosphérique (Laaidi *et al.*, 2011). En effet il est démontré que la perméabilisation des muqueuses respiratoires par certains polluants atmosphériques permet un contact facilité avec les pollens contenus dans l'air et une augmentation du risque de réactions allergiques (Di Menno di Bucchianico *et al.*, 2019).

Ces allergies sont principalement dues au relargage par les espèces végétales de leur pollen dans l'atmosphère durant leur période de floraison et donc d'un fonctionnement normal de l'écosystème. On peut donc bien parler ici de disservise écosystémique et non pas de service écosystémique dégradé. La rémanence des symptômes d'allergie va être influencée par différents facteurs comme la présence effective de pollen dans l'air, le type et la diversité en pollens présents, et la densité de ce dernier ou encore la longueur de la période d'exposition (McInnes *et al.*, 2017). D'autres facteurs liés aux populations humaines comme la sensibilité de la population qui peut être différente notamment entre des résidents urbains et locaux (von Döhren et Haase, 2019) n'est pas prise en compte ici.

Nous proposons le calcul du risque allergène d'un habitat au travers de 3 critères : la richesse spécifique en espèces allergisantes, la potentialité allergisante moyenne de l'habitat et enfin la période de production de pollen (Tableau 13)

- La richesse spécifique en taxons allergènes permet de témoigner du nombre de personnes potentiellement touchées par ces pollens. Elle consiste à mesurer la richesse en taxons allergisants observés sur l'habitat d'intérêt et de le comparer à une liste de référence. La liste de référence peut être obtenue auprès des différents observatoires du pollen existant en France (<https://www.pollens.fr/> et <https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>). On parle ici de taxon et non d'espèce, car la distinction du degré allergène n'est pas réalisée de manière homogène à l'espèce. Par exemple aucune distinction n'est faite dans ces listes entre les différentes graminées alors que cela est le cas pour certaines astéracées. L'ensemble des graminées inventoriées seront donc considérées comme un seul et même taxon. 2 listes de références sont utilisées : une liste des taxons herbacés contenant 14 taxons allergènes et une liste des espèces arbustives allergènes (risque allergène moyen à fort) de 19 espèces. Ces deux listes sont disponibles sur les sites des réseaux pollens de France. La richesse spécifique en taxons allergènes est évaluée en fonction du type dominant de l'habitat. Cela signifie que dans le cas de l'évaluation du risque allergène des milieux prairiaux si des espèces ligneuses allergènes sont présentes de manière sporadique sur la prairie, ces dernières ne seront pas prises en compte dans l'indicateur de richesse et seules les espèces herbacées sur le site seront comptées. La présence de ces espèces ligneuses sera cependant prise en compte dans les deux critères suivants.

- L'indicateur de potentialité allergisante permet de prendre en compte le pouvoir allergisant d'un taxon (disponible sur <https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>) et le pondère par la contribution du taxon dans l'habitat évalué. Ainsi une espèce très allergisante (e.g. *Ambrosia artemisifolia*) pourra représenter, pour une surface inférieure, un disservice équivalent à une espèce très faiblement allergisante (e.g. *Urtica dioïca*) présente sur une surface importante.
- La périodicité quant à elle correspond à la durée maximale pendant laquelle un risque modéré à très fort de réaction allergique est possible dans la région considérée. Plus cette durée est longue plus le disservice sanitaire engendré par l'habitat évalué sera fort. Cette durée correspond à la période entre les premiers pollens d'espèces à floraison précoce et les derniers pollens d'espèces à floraison tardive.

Le calcul de cet indicateur se fait donc par l'intermédiaire de trois sous indicateurs obtenant chacun une note de 1. L'avantage de cet indicateur est que ce dernier nécessite uniquement des relevés botaniques du site. Il peut cependant être couplé à des relevés polliniques réalisés à proximité.

Tableau 13 : Description et mode de calcul des indicateurs utilisés dans l'évaluation du risque allergène

Critères	Principe	Mode de calcul
Richesse spécifique en espèces allergisantes	Richesse en espèces allergisantes observées dans l'habitat évalué.	$= \frac{\text{Richesse en taxons allergènes observés}}{\text{Nombre de taxons listés à l'échelle régionale}}$
Potentialité allergisante	Cet indicateur correspond à la somme du potentiel allergène de chaque espèce pondérée par sa contribution spécifique dans l'habitat évalué.	$= \sum \text{Risque allergène espèce } i \times \text{Contribution spécifique espèce } i$
Périodicité	Cet indicateur correspond à la durée pendant laquelle l'habitat présente des risques allergènes moyens à forts.	$= \frac{\text{Nombre de mois présentant des risques allergènes moyen et+}}{12}$

Le calcul de chacun des indicateurs est détaillé dans le tableau 13. Nous considérons ici que chacun des trois critères présente un poids identique. La valeur de cet indicateur varie donc entre 0 et 3 (Tableau 13). Si la valeur atteint plus de 70% de la valeur maximale soit 2.1, le HSI pour ce disservice aura pour valeur 1. Si cette valeur est inférieure à 2.1 alors le HSI correspondra à la valeur obtenue divisée par 2.1.

4) Récapitulatif des indicateurs choisis et de la méthode de calcul des UH

Le récapitulatif de l'ensemble des indicateurs identifiés et des services et habitats auxquels ils sont associés est détaillé dans le tableau 14. Ces indicateurs, ou un de ces indicateurs si plusieurs sont proposés, vont permettre le calcul du HSI par habitat. Ces HSI une fois multipliés par la superficie en hectares de l'habitat concerné vont permettre l'obtention des unités d'habitats associées à cet habitat. L'application de ces indicateurs et de la méthode aHEP au site de Reichstett et les résultats obtenus sont décrits dans le chapitre 5 de ce manuscrit.

Tableau 14 : Tableau croisé des indicateurs sélectionnés par habitats et par service

CC= classification Corine biotope. ROS : Recreation opportunity spectrum index (Parcchini *et al.* 2014) ; EC : méthodes d'évaluation de l'état de conservation (voir (Maciejewski *et al.*, 2015, Mistarz et Latour, 2019; RNF, 2013,); ARVI : Atmospheric resistant vegetation index (Kaufman et Tanre, 1992) ; QBS : indice de qualité biologique des sols (Parisi *et al.*, 2005), Hydromorphie (Gayet *et al.*, 2016 et 2018), PAP : Production agricole potentielle (CF chapitre 4 partie 3.3).

	Mares temporaires (CC22.5)	Prairies humides et mégaphorbiaies (CC37)	Forêt alluviale, forêt et fourré très humide (CC44)	Fourré (CC31.8)	Prairie mésophile (CC38)	Végétation des ceintures de bords d'eau (CC53)	Plantation de conifère (CC83.31)	Culture (CC82)	Terrains en friche	Bati et sol nu
Services d'approvisionnement										
Plante terrestre cultivées pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie							PAP	PAP ou Qualité agricole du sol		
Plantes sauvages pour la nutrition, le matériel, ou l'énergie		UFL ou Valeur fourragère			UFL ou Valeur fourragère					
Services culturels										
Interaction physique et intellectuelle avec l'environnement naturel	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS
Services de régulation										
Médiation des déchets et des substances toxiques par l'écosystème	MEEC	MEEC	MEEC	ARVI		ARVI				
Médiation des nuisances d'origine humaine		ARVI	ARVI	ARVI			ARVI			

Régulation des flux et cycle de base et des évènement extrêmes	MEEC	ARVI (QBS)	ARVI (QBS)	ARVI (QBS)	ARVI (QBS)	ARVI (QBS)	ARVI	ARVI (QB)	ARVI
Service de pollinisation		MEEC		Indice nectarifère	MEEC				Indice nectarifère
Contrôle des pestes et des maladies		MEEC	MEEC	ARVI	MEEC				
Régulation de la qualité du sol		MEEC (QBS)	MEEC (QBS)	(ARVI) QBS	MEEC (QBS)		ARVI (QBS)		
Régulation de la qualité de l'eau	MEEC	MEEC	MEEC			ARVI			
Régulation des conditions et de la composition de l'atmosphère	MEEC	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI
Disservices écosystémiques									
Risque allergène		Indicateur de risque allergène	Indicateur de risque allergène	Indicateur de risque allergène	Indicateur de risque allergène	Indicateur de risque allergène	Indicateur de risque allergène		Indicateur de risque allergène

Chapitre 5 : Application de la méthode HEP adaptée : Evaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration de la friche industrielle de Reichstett

Ce chapitre permet l'application des méthodes et des indicateurs développés dans le chapitre 4 et leur mise en pratique pour l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la création de la zone humide de compensation sur le site de Reichstett.

La première partie correspond au **manuscrit C**. Dans ce manuscrit, l'impact de l'ajustement de la méthode notamment au travers de l'intégration d'indicateurs issus de l'écologie de la conservation y est discuté. Les conséquences d'un manque de données disponibles, liées à l'aspect ex-post de l'évaluation, y sont également abordées et en particulier pour la sélection et l'ajustement des indicateurs, mais également pour les résultats obtenus lors de l'évaluation des bénéfices environnementaux.

La seconde partie aborde l'importance de la prise en compte des services d'approvisionnement, mais également des disservices pour une évaluation globale des bénéfices environnementaux liés à la restauration des friches industrielles et correspond à l'application des indicateurs décrits dans le chapitre précédent.

1) Use of the adapted HEP method for the assessment of environmental benefits related to the implementation of ecological restoration measures on a brownfield site. (Manuscrit C, en preparation revue visée Ecological Economics)

Introduction

Trade-off between ecosystem protection and human development, is part of multiple sustainable development goals (Opoku, 2019). At the European level, the biodiversity Strategy 2020 aimed to contribute to this balance by enforcing implementation of restoration project and policy of no net loss (NNL) of biodiversity in the context of development projects (European Commission. Directorate-General for the Environment, 2011; Schulp *et al.*, 2016; Wende *et al.*, 2018). In spite of the efforts put in place, these were not sufficient to reach the objectives of no net loss of biodiversity in 2020 and these objectives have been renewed in the European Union's biodiversity strategies for 2030 (Rayment *et al.*, 2018).

A survey of international experts in ecological restoration conducted by Cortina-Segarra *et al.* (2021) identified the major barriers to the implementation of restoration measures. Many of the barriers stem

from a lack of correct perception and valuation of restoration projects by society. This underestimation of the potential benefits of these measures leads to a lack of funding or a lack of integration into land use planning (Cortina-Segarra *et al.*, 2021). Current methods of ex-post evaluation of ecological restoration projects are mainly based on biophysical indicators and neglect the potential impact of restoration measures on local communities (Wortley *et al.*, 2013). However, there is a growing awareness and an incitement from the international scientific community to integrate the social and economic aspects of a restoration project, whether in its design or its success evaluation (Ives and Bekessy, 2015). This desire leads to the search not only for tools capable of making the link between the ecosystem and the sociosystem but also for tools allowing the evaluation of environmental benefits linked to the implementation of restoration projects.

“Mitigation hierarchy”, a tool developed to ensure NNL, is based on three steps which are (i) avoidance, (ii) reduction and (iii) compensation of projects impacts (McKenney and Kiesecker, 2010; Phalan *et al.*, 2018). The last step, compensation, also called biodiversity offset, is defined by the Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) as “measurable conservation outcomes resulting from actions designed to compensate for significant residual adverse biodiversity impacts arising from project development [...]” (BBOP, 2009) and has been seen as a good compromise to repair the impact caused on ecosystems and biodiversity (Kiesecker *et al.*, 2010). The rapid spread of the biodiversity offset principle throughout the world (McKenney and Kiesecker, 2010) has led to the development of numerous equivalency assessment methods (EAM). These methods seek to estimate the biodiversity loss or gains in the case of biodiversity offset and restoration measures implementation (Bezombes, 2017).

Ecosystem services are defined as all human benefits derived directly or indirectly from ecosystem functions (Costanza *et al.*, 1997). The Impact Pathway, developed in the MEA, has quickly demonstrated the importance of the ecosystem services concept as a bridge between ecosystems and the sociosystem and its potential as a mean for assessing the environmental benefits of restoration projects (MEA, 2005). The use of ecosystem services in ecological impact assessment is being reinforced by the TEEB (Sukhdev *et al.*, 2014). Therefore, integration of ecosystem services into restoration success evaluation methods, like equivalency assessment (EAM) appears to be a viable approach to measuring the environmental benefits of these projects (Matzek and Wilson, 2021).

There are different EAM that includes ecosystem services evaluation (Dumax and Rozan, 2011; Jacob *et al.*, 2016; Levrel *et al.*, 2012b; Mandle *et al.*, 2016; Quétier and Lavorel, 2011; Vaissière *et al.*, 2013). In parallel, several tools have been developed to identify and evaluate the ecosystem services provided by a site of interest (ARIES, InVEST, MEASURES, MIMES; Tallis *et al.*, 2015; see also Bagstad *et al.*, 2013). Offset Portfolio Analyzer and Locator (OPAL) software allows, for example, the quantification and mapping of a development project’s impacts on habitats and ecosystem services facilitating the selection of appropriate compensation measures (Mandle *et al.*, 2016).

As a part of these specific EAM, “adapted Habitat Evaluation Procedure” (aHEP, Dumax, 2009 ; Dumax et Rozan, 2011) seems to be a potential candidate for the evaluation environmental benefits linked to restoration projects. This method, derived from Habitat Evaluation Procedure (USFWS, 1980) allows the evaluation of habitat units (HUs) which result from the multiplication of a habitat quality index (HSI) by the area of that habitat on the site. The HSI is obtain by dividing the value of the indicator measured on site by the optimal value of this indicator. Unlike the classic HEP method, the selection of indicators for calculating the HSI is based on their ability to reflect one or more ecosystem services provided by the habitats present on the site (Dumax, 2009).

Recently brownfield redevelopment has been seen as a potential tool for incorporating nature and ecosystem services into urban areas (Cortinovis and Geneletti, 2018; De Valck *et al.*, 2019a; Koch *et al.*, 2018). Brownfield sites due to their size and location represent in fact, after redevelopment real opportunities to host natural restoration project (Jacek *et al.*, 2021). However, the environmental benefit both on biodiversity but also on human wellbeing still need to be assessed. Due to its previous use in ex-post restoration project benefit assessment (Dumax *et al.*, 2020) and potential future monetary application of the method (Dumax et Rozan, 2011), we identified aHEP as suitable for the ex-post evaluation of potential environmental benefit linked to brownfield redevelopment. However, the particularities of brownfield sites and potential lack of data due to the need to implement an ex-post evaluation necessitates the implementation of certain adjustments. To do so this method was tested on the implementation of compensatory measures on a former oil refinery brownfield. The aim is here not to assess if compensatory measures were successful but to develop a tool able to evaluate potential environmental benefits linked to the creation of a restauration area on a former brownfield. We also assess how the constraint linked to this specific type of habitat and the lack of data coming from ex-post evaluation will affect aHEP adaptation and outcomes. We furthermore tested here the incorporation, of indicators used in nature conservation to assess the impact of brownfield redevelopment on biodiversity and functionalities.

Material and methods

- **Study site**

The aHEP method was tested on wetland meadows compensatory measures created on the brownfield of the former Reichstett oil refinery. The site is located 15 km north of Strasbourg in Alsace region, France (48°39'45.43"N, 7°46'9.54"E) and 5 km west of the Rhine River, in an alluvial floodplain characterized by a high density of wet meadows and wetlands (Fig. 1a et b). After 50 years of refining activities, the refinery closed in 2013 leaving behind an industrial wasteland heavily impacted and polluted with hydrocarbons. Soil remediation and infrastructure dismantling were conducted between 2016 and 2018 as the site was redeveloped into a business park.

Despite the application of the 2 first step of the mitigation hierarchy, the redevelopment of the brownfield site generated the destruction of 12.6 ha of natural wetlands. In the framework of the NNL of biodiversity, this destruction led to the creation of a 10 ha compensation area within the site of the former brownfield. The excavation works allowed the creation of two temporary ponds and a 5 ha wetland exhibiting a moisture gradient and surrounded by 5 ha merlons covered with mesophilic grassland vegetation.

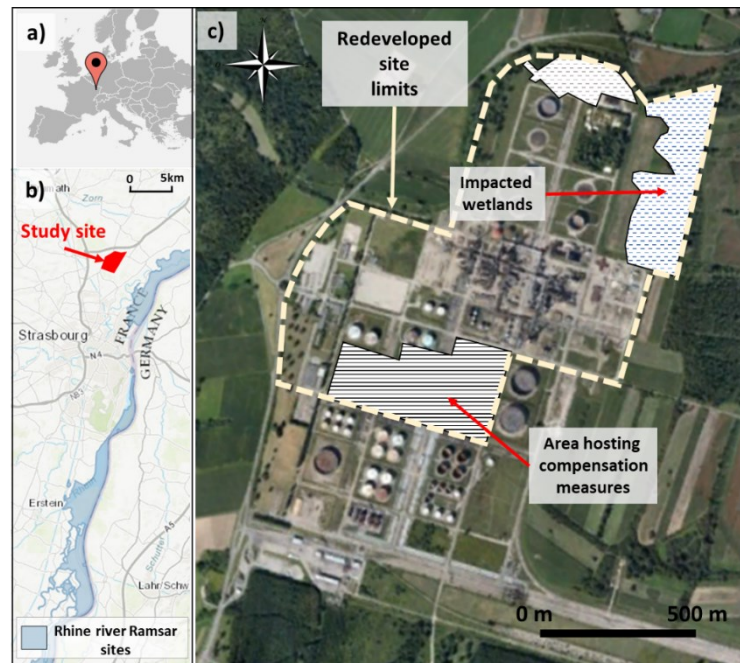


Figure 1: Study site location and delimitation (adapted from Jacek *et al* in prep).

a) Study site location in East of France. b) Location of the site in the Rhine floodplain. c) Delimitation of the impacted wetland and the compensation area. Map fonts sources: Géoportail; ESRI World Topographic Map (b) Google earth, 2020 (c)

- **Adapted Habitat Evaluation procedure framework**

Like the classic HEP method, the "adapted" version was originally developed to size compensation measure, assess the environmental cost of natural area management plans and to help decision makers considering environmental issues (Dumax, 2009; Dumax and Rozan, 2011; Dumax *et al.*, 2020). However, the latter differs from the classic HEP method in the selection of indicators for the calculation of HSI. The major modification is that the selection of indicators is based on their ability to reflect the services provided by the different habitat (Dumax, 2009). The rest of the method's steps are similar to classic HEP. Every step of aHEP method is described in figure 2.

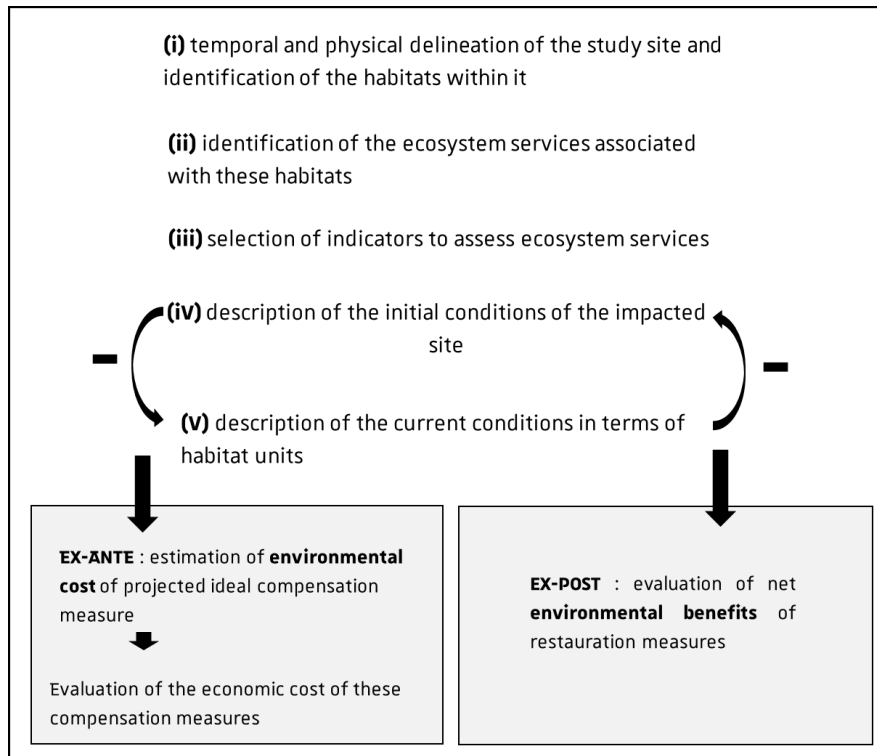


Figure 2: Step of aHEP method in case of ex-ante or ex-post evaluation

The different steps of the aHEP method are described in case of (left) ex-ante use for compensation measure scaling or (right) ex-post use for the assessment of environmental benefits linked to restoration or compensation project.

- **Land cover and indicator selection framework**

Land cover identification: data sources and selection criteria

The first step of the aHEP method requires the physical and temporal delimitation of the study site as well as the identification of the habitats present and their associated ecosystem services (Fig.2). These data, except for ecosystem services, are, in Europe, usually found in the environmental impact assessment report (Directive n° 2011/92/UE from 13/12/11). The implementation of an environmental impact assessment in the framework of development projects is present in many countries around the world (Glasson and Therivel, 2019; Tarabon *et al.*, 2019) and often includes the impact on biodiversity and habitats (Gontier *et al.*, 2006). It usually also includes a precise mapping of the habitats initially present on the study site. However other potential sources can be used if habitat mapping is lacking. On an international level, data like Corine Land Cover (Europe) (Büttner *et al.*, 2000) or Global Land Cover represent reliable sources for identifying vegetation cover and served as a basis for large-scale ES assessment (e.g. Szarek-Iwaniuk, 2021). In our application of the aHEP method, the EIA of the study site was the source used for habitat

identification. Habitat inventoried in the EIA needed to be merged to maintain a balance between inventory efforts and a relevant precision level for the evaluation. This merging was done by identifying associated ecosystem services.

Identifying the ecosystem services associated to each habitat was done in three different steps

For the **first step**, an analysis of the review of Bordt and Saner (2019) "Which ecosystems provide which services? A meta-analysis of nine selected ecosystem services assessments" allowed a general identification of the ecosystem services associated with each habitat identified by the impact study. Habitats with similar typology and similar ecosystem services were then grouped into a higher level of classification in the Corine biotope classification.

In a **second step**, research of ecosystems services provided by each remaining habitat was done on web of science database by combining habitat name with the terms "ecosystem services". This research was done in topic section of web of science for the period 1975–2020. The main objective was to identify literature reviews that analyze more precisely the ecosystem services associated with each habitat. A special care was used for brownfield habitat due to the few existing ecosystem services analysis for this habitat. Out of the 48 results that came up on WOS, 12 were considered appropriate, and allowed the identification of ecosystem services presented in table 2.

The third and last step was a discussion with co-authors concerning the relevance of each identified ecosystem services for our study site. Provisioning services were not considered since we wanted to primarily measure the environmental benefits and not the impact on local production or human goods consumption. Cultural ecosystem services however were integrated into the evaluation due to the potential role of the compensation area in the production of these ES (recreation value, aesthetic value etc...). This resulted in a habitat/services table present in the results part of this document.

- ***Ecological indicators selection***

Because of its strong links to habitat functionality but also nature conservation, habitat integrity is an important component in assessing the capacity of an ecosystem to provide services, particularly regulatory ecosystem services (Kandziora *et al.*, 2013a). European Union directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of species of wild fauna and flora, more commonly known as the Habitat Fauna Flora Directive (HFFD; Directive 92/43/EEC., 1992) has led to the establishment of an obligation for each member state to maintain but also to develop method to assess the conservation status of habitats and patrimonial species. Conservation status assessment methods (CSAMs), developed by the French national museum of natural history, were used as a proxy for measuring the integrity of the habitats in the framework of the aHEP method. It will therefore be assumed here that habitat of community interest, defined by HFFD (Directive 92/43/EEC., 1992), are only able to fully provide their associated services if they have a favorable conservation status. If a habitat has a conservation status value equal or greater than 70% of the maximum

value of the existing composite indicator, its conservation status is considered favorable, and its HSI value is 1. If not, the value of the HSI is the score measured divided by the value corresponding to 70% of the maximum score.

To habitats that do not currently have a CSAM or ecosystem services that are less relying on habitat conservation status than other ecological factors, indicators based on vegetation data available from botanical surveys or aerial analysis were used.

Application of aHEP method on the implementation of compensatory measure on Reichstett’s brownfield

Site delimitation, habitat, and associated ecosystem services identification

The area included in the evaluation correspond to 12.6 hectares of impacted wetlands, 10 hectares host brownfield site and the 10 hectares compensation area (Fig 1). The host brownfield site and the compensation area correspond at the same site at two different periods, 2015 for the host brownfield site and 2020 for the compensation area. 14 different habitats were located on the impacted wetland to which we add the build-up habitat which was only present in the host brownfield site. The creation of the compensation wetland added temporary ponds habitat to the list. This led to a initial list of 16 different habitats. The habitat sorting based on ecosystem services analysis described earlier allowed us to reduce them to a final pool of 10 habitats (Table 1).

Table 1: Habitat and area (ha) concerned by the equivalence assessment.

Impacted wetland correspond to the wetland impacted by brownfield site redevelopment and which led to the compensation measures. Host site is the brownfield area where the compensation measures were implemented and compensation site correspond to the compensation wetland area. CC = Corine code classification

HABITAT	IMPACTED WETLAND	HOST SITE	COMPENSATION SITE
TEMPORARY POND (CC22.5)	0	0	1.2 ha
WET MEADOWS AND MEGAPHORBIA (CC37)	2.4 ha	0	2.7 ha
WET FOREST AND THICKETS (CC44)	5.6 ha	0	0
THICKETS (CC31.8)	0.8 ha	0.6 ha	0.3 ha
HAY MEADOW (CC38)	0.3 ha	0	4.2 ha
WATER HEDGE BELT VEGETATION (CC53)	0.1 ha	0.013 ha	0.9 ha
CONIFER PLANTING (CC83.31)	0.4 ha	0	0
CROP (CC82)	2.8 ha	0	0
BROWNFIELD (EXCEPT BUILDINGS)	0.2 ha	3.5 ha	0,7 ha
BUILDINGS	0	5.9 ha	0
TOTAL	12.6 ha	10.013 ha	10 ha

The composition of the different areas are detailed in Table 1. Impacted wetlands were mostly composed alluvial forest remnant (5.6 hectares, CC44), wet meadow and megaphorbia (2.4 hectares, CC37) and a 2.8 hectares cornfield. The host site was mostly composed of buildings (5.9 hectares) and brownfield vegetation (3.5 hectares). Compensation area is composed of a mosaic of wetland habitats (Table 1) surrounded by 5 hectares of mesophilic grassland.

For these 10 habitats, 9 groups of ecosystem services (according to CICES classification, Haines-Young and Potschin-Young, 2018) provided by one or more of these habitats were identified (Table 2). The bibliographical sources are detailed in habitat/service cross table (Table 2).

- **Selection of ecosystem services indicators**

Using conservation status assessment method to evaluation regulating ecosystem services

Out of the 10 habitats identified, 4 presented an existing conservation status assessment methods (CSAM) developed within the framework of the Habitats Fauna Flora Directive. The concerned habitats are, the temporary ponds (Mistarz and Latour, 2019), the hay meadow (Maciejewski *et al.*, 2015), the wet meadows and megaphorbia (Maciejewski *et al.*, 2015), the wet forest and thicket (RNF, 2013) (Table 3).

These indicators were therefore applied to all these habitats. Since this evaluation is done ex-post most of informations leading to conservation status assessment were extracted from the EIA and not the usual field protocols. Adaptation due to the lack of some data have been done based on surrounding similar habitats and habitats description available in the EIA. Application results and measured value leading to the measurement of HSI are available in supplementary data (Annexe 19 to 22).

For the other six habitats where CSAMs were not found other indicators have been selected primarily based on vegetation composition and cover (Table 3). Vegetation composition a cover percentage are available in supplementary data (Impacted site: annexe 14; Host site: annexe 15; compensation area: annexe 16-17-18). These indicators are described in the following paragraphs

Vegetation base indicators for regulating ES assessment on anthropized habitat

ARVI: atmospheric resistant vegetation index

Vegetation cover and activity has been used in multiple ecosystem services evaluation. The evaluated services included : regulation of the conditions and composition of the atmosphere (*e.g.* La Puma *et al.*, 2007; Yuan *et al.*, 2018 ; De Carvalho and Szlafsztein, 2019; Marando *et al.*, 2019; Sannigrahi *et al.*, 2020), regulation of basic flows and cycles and extreme events (*e.g.* Garcia-Ayllon and Radke, 2021) and mediation of man-made nuisances (De Carvalho and Szlafsztein, 2019).

1 **Table 2** Ecosystem services associated with each habitat identified on the study site

2 Grey coloration means production of the ES. ES classification is extracted from CICES classification V5.1(Haines-Young and Potschin-Young, 2018a). CC= Corine biotope codification

	Temporary pond (CC22.5)	Wet meadow and megaphorbia (CC37)	Wet forest and thicket (CC44)	Thicket (CC31.8)	Hay meadow (CC38)	Water hedge belt vegetation (CC53)	Conifer planting (CC83.31)	Crops (CC82)	Brownfield (except buildings)	Buildings
CULTURAL ES										
Physical and intellectual interaction with the natural environment	1	2	*	4	5	2	*	*	10 ;11	
REGULATION ES										
Ecosystem Mediation of Waste and Toxics	1	2	3	4		2				
Mediation of man-made nuisances	1	2	3	4						
Regulation of basic flows and cycles and extreme events	1	2	3	4	5 ; 6	2	7	8 ; 9	12	
Pollination services		13		4	5 ; 6			8 ; 9	12	
Pest and disease control		14	3	4	5 ; 14					
Regulation of soil quality		14	3	4	6		7	8 ; 9		
Regulation of water quality	1	2	3	4		2				
Regulation of the conditions and composition of the atmosphere	1	2	3	4	6	2	7	8 ; 9	12	
Associated publications	<p>1 Calhoun <i>et al.</i>, 2017 ; 2 Maltby <i>et al.</i>, 2011 ; 3 Riis <i>et al.</i>, 2020 ; 4 Montgomery <i>et al.</i>, 2020 ; 5 Bengtsson <i>et al.</i>, 2019 ; 6 Zhao <i>et al.</i>, 2020 ; 7 Burton <i>et al.</i>, 2018 ; 8 Foley, 2005 ; 9 Garbach <i>et al.</i>, 2017 ; 10 Loures, 2015 ; 11 Scapino, 2016 ; 12 Mathey <i>et al.</i>, 2015 ; 13 Ziaja <i>et al.</i>, 2018 ; 14 Plantureux <i>et al.</i>, 2016 ; * Services was considered as produce even if specific associated publication was found.</p>									

3

The ARVI or Atmospherically Resistant Vegetation Index (Kaufman and Tanre, 1992) is an indicator allowing the evaluation of the photosynthetic activity of a selected area from the recovery of red, infrared and blue light bands on satellite images. It allows the distinction between the vegetation cover typology, percentage of cover, density but also the general health of the vegetation. The incorporation of blue band measure decreases its sensitivity to disturbances related to atmospheric composition (water vapor and aerosols) (Kureel *et al.*, 2021; Somvanshi and Kumari, 2020 ; Xue and Su, 2017) and therefore seems suitable for the assessment of the photosynthetic activity of potentially polluted brownfield sites. ARVI measures are freely available via website like the Sentinel Hub (<https://www.sentinel-hub.com/>) and present a precision of 10 m.

Due to their strong correlation with vegetation health, typology and cover we selected this indicator to evaluate the following ecosystem services: mediation of man-made nuisances, regulation of basic flows and cycles and extreme events and regulation of the conditions and composition of the atmosphere (Table 3).

Table 3 Ecosystem services indicators for each habitat/service

ES= Ecosystem services, CC= Corine biotope codification. ROS : Recreation opportunity spectrum index (Paracchini *et al.*, 2014) ; CSAM : Conservation status assessment methods (see (Maciejewski *et al.*, 2015, 2016; Mistarz and Latour, 2019; RNF, 2013); ARVI : Atmospheric resistant vegetation index; QBS : Soil biological quality index (Parisi *et al.*, 2005), Nectariferous index (modified from Ricou *et al.*, 2014)

	Temporary pond (CC22.5)	Wet meadows and megaphorbia (CC37)	Wet forest and thickets (CC44)	Thickets (CC31.8)	Hay meadow (CC38)	Water hedge belt vegetation (CC53)	Conifer planting (cc83.31)	Crop (CC82)	Brownfield except buildings)	Buildings
CULTURAL ES										
Physical and intellectual interaction with the natural environment	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS	ROS
REGULATION ES										
Ecosystem Mediation of Waste and Toxics	CSAM	CSAM	CSAM	ARVI		ARVI				
Mediation of man-made nuisances		ARVI	ARVI	ARVI			ARVI			
Regulation of basic flows and cycles and extreme events	CSAM	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	
Pollination services		CSAM		Nectariferous index	CSAM				Nectariferous index	
Pest and disease control		CSAM	CSAM	ARVI	CSAM					
Regulation of soil quality		CSAM / (QBS)*	CSAM / (QBS)*	ARVI / (QBS)*	CSAM / (QBS)*		ARVI / (QBS)*			
Regulation of water quality	CSAM	CSAM	CSAM			ARVI				
Regulation of the conditions and composition of the atmosphere	CSAM	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	ARVI	

The ARVI was also used for the estimation of ecosystem services production capacity of anthropized habitats like crop (CC82), brownfield, conifer planting (CC83.31). ARVI was also considered a good indicator for thicket and water edge ecosystem services evaluation due the lack of more precise data available and its link to vegetation health. ARVI values used for evaluation correspond to the mean ARVI VALUES observed on all site on a period of 1 years. A special attention has been taken to ensure that selected ARVI to estimate the mean were taken with a cloud cover inferior to 5%.

Pollination service indicator

Two habitats, not presenting CSAMs were identified as sources for pollination ecosystem services: brownfield vegetation and thickets. In the absence of surveys of pollinating fauna, we evaluated site attractiveness for pollinators based on potential reward. In fact nectar availability is a key factor in evaluating pollination ecosystem service (Ricou *et al.*, 2014) and data on nectar production are easily available in databases like bioflora (<https://www.ufz.de/bioflor/index.jsp>). The nectar, acting as a reward, will attract the pollinator to the plant and promote not only the pollination of the nectar-producing plant but also potentially the surrounding species (de Brito *et al.*, 2017; Prasifka *et al.*, 2018; Ricou *et al.*, 2014). Index calculation is based on the different classes of nectar production, presented in the bioflora database going from absence of nectar (0) to high concentration of nectar (3), multiplied by species contribution in the evaluated habitat. We consider that the habitat has a good capacity to provide the ecosystem service of pollination if the average value observed on the whole prairie is greater than or equal to 70% of the maximum achievable score, i.e., 2.1. If the average value obtained on the grassland is equal or superior to 2.1, then the HSI value of this service for the assessed habitat is 1. Otherwise, it corresponds to the average value obtained divided by 2.1. The results are described in supplementary data (Annexe 15).

Initially an indicator allowing the assessment of soil integrity based on soil fauna morphological analysis (Parisi *et al.*, 2005) was identified for soil quality regulation service assessment. Yet due to the limited data available the QBS indicators based on soil fauna composition could not be applied. However, it still represents a potential indicator for future soil ecological integrity evaluation which justify its presence in table 3.

A multiparameter indicator for cultural ecosystem services assessment

Recreational interest or site frequentation are not part of EIA available data and cultural attractiveness needed to be assessed through site attractiveness and features. The assessment of cultural services was based on an adaptation of the ROS (Recreation opportunity spectrum) indicator developed by Paracchini *et al.* (2014). This indicator consists of the multiplication of a recreation potential index with the degree of site accessibility. The accessibility is evaluated through an analysis of distance from a road and distance to an urban area; 0 representing inaccessible area, 5 representing close to city and easily accessible areas. In the case of an area only accessible to a limited group of people (private property, restricted access area) the accessibility index value will be of 1/5 (really limited access, remote area). The second part of the indicator, the RPI derived from the aggregation of three indicators: (i) the naturalness of the site, (ii) the presence of protected habitat/area (rarity) and (iii) the presence of water points. In the framework of our study area,

we applied this indicator with some minor modifications. We evaluated the naturalness according to the criteria proposed by (Ode *et al.*, 2009). The number and proportion of protected areas was measured using the degree of patrimonialism of each habitat available in the EIA, weighted by the area it represents on the evaluation site (Annexe 23)

- **Habitat units and environmental benefits linked to brownfield**

The measure of the different index allowed the obtention of the table 4 and figure 4. Impacted wetland presented a total of 14.3 habitat unit (1.1 HU / hectare) for the evaluated ecosystem services. The host site provided about 6.2 habitat unit (0.6 HU / hectares). 2 years after its creation the compensation area presented a total of 11.07 HU (1.1 HU/ hectares). The difference observed 2 years after the creation of the creation of the compensation area is a loss of 9.4 habitat unit in total.

Table 4 Measurement of habitat suitability index (HSI) and habitat unit (HU) for each indicator and habitat

	ARVI		CSAM		NECTARIFEROUS INDEX		ROS		TOTAL SITE UH
	HSI	HU	HSI	HU	HSI	HU	HSI	HU	
IMPACTED WETLANDS									
CROP	0,54	6,8					0,55	0,15	
HAY MEADOW			0,71	0,2			0,55	0,016	
WET MEADOW AND MEGAPHORBIA			0,5	1,2			0,122	0,29	
WET FOREST AND TICKET			0,89	5			0,077	0,43	
THICKET			No data available				0,077	0,062	
WATER EDGE BELT VEGETATION			No data available				0,077	0,008	
BROWNFIELD			0,56	0,11			0,055	0,01	
CONIFER PLANTING			No data available				0,055	0,02	
TOTAL (UH)	6,8	6,8	6,4	6,4	0,13	0,13	0,99	0,99	14.32
HOST SITE									
THICKET	0,35	3,5			0,47	0,28	0,073	0,043	
WATER EDGE BELT VEGETATION							0,073	0,00	
BROWNFIELD VEGETATION			0,56	2			0,051	0,18	
BUILDING							0,029	0,17	
TOTAL (UH)	3,5	3,5	0	0	2,3	2,3	0,39	0,39	6.19
COMPENSATION SITE									
HAY MEADOW	0,38	3,3	1	4,2			0,078	0,33	
WET MEADOW AND MEGAPHORBIA			0,64	1,7			0,144	0,39	
THICKET			No data available				0,1	0,03	
WATER EDGE BELT VEGETATION			No data available				0,1	0,08	
BROWNFIELD VEGETATION			No data available				0,078	0,05	
TEMPORARY POND			0,64	0,83			0,144	0,19	
TOTAL (UH)	3,3	3,3	6,7	6,7	1,07	1,07	1,07	1,07	11.07

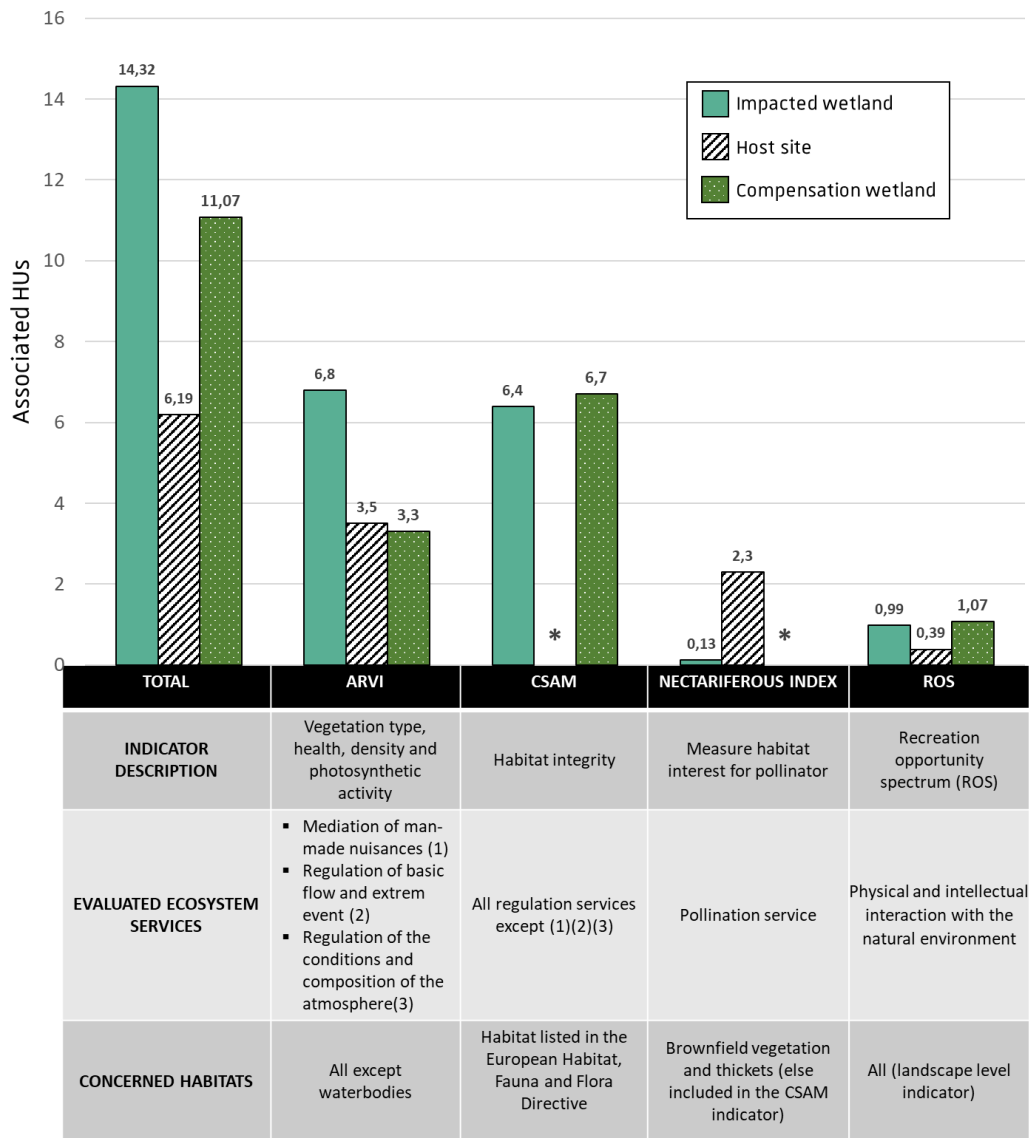


Figure 4: Habitat unit calculated for each indicator associated with concerned ecosystem services and habitats

The histograms correspond to the calculated habitat unit for each of the evaluated site: the impacted wetland (blue, 2015), the site hosting the compensation (black strip, 2015) and the compensation area (green with white dots, 2021). The number corresponds to the calculated HUs
 *The null value is not due to an absence of the ecosystem services but because the services were already assessed using another indicator. CSAM indicator wasn't applicable on the host site.

The number of habitat units associated with the CSAM indicator is slightly higher in the compensation area than in the impacted wetland. Most of the difference in HUs number can be explained by the ARVI indicator. The number of HUs assessed from the ARVI indicator, which reflect the services of "regulating the atmosphere", "regulating basic flows and extreme events", but also the service of "regulating human-induced nuisances", is much higher in the impacted wetland than in the compensation area (Fig 4). The cultural services calculated from the ROS indicator are, however, almost compensated by the compensation area after only 2 years (Fig 4).

Discussion and conclusion

This article presents the results obtained following the application of the aHEP method with some adjustments to the evaluation of the compensatory measures implemented on the industrial wasteland of the Reichstett refinery. The objective of this discussion is mainly to analyze the obstacles the method faced and the potential consequences this had on the obtained results.

The results observed with the application of the aHEP method show that the restoration measures implemented in the context of the development of the Reichstett oil refinery do not yet compensate for all the lost ecosystem services. A negative delta of 9.4 habitat units was observed if we cumulated the loss of the impacted but also the host site. The biggest delta was observed in the ARVI indicator measurement which mostly allows the assessment of 3 groups of regulating services which are "Mediation of man made nuisance", "regulating the atmosphere condition and composition", "regulating basic flows and extreme events". The ARVI itself led to the loss of 3.5 HU only considering the impacted wetland, but a total of 7 HU if we consider the host site too. Indicator selection play a key role in aHEP valuation yet other multiple factors including restoration limits related factors could have impacted these results.

Classical ecological restoration factors impacting environmental benefits valuation

The restoration of a strong ecological dynamic is, despite the implementation of restoration measures, a long process that usually take decades to be achieved (Curran *et al.*, 2014; Jones and Schmitz, 2009; Jones *et al.*, 2018; Moreno-Mateos *et al.*, 2015b). Projects developed on really impacted site like brownfield could potentially never reach the equivalency in terms of wetland habitat functionality (Jones and Schmitz, 2009). A two-year delay between restoration measures implementation and benefits assessment was probably too short. The absence and even a loss of environmental benefits especially related to regulating ecosystem services is not surprising. It highlights the need of planning restoration measure before any impact to optimize environmental benefits production of these projects. However, the measurement of cultural ecosystem services shows that environmental benefits related to non-regulatory ecosystem services such as cultural services may have a much more rapid response. This underscores the importance of quickly capturing the social impacts of restoration actions that could affect the local population even before they have significant ecological consequences.

Site size and landscape connection are also critical in restoration success and ecosystem services production (Moreno-Mateos *et al.*, 2012; Woodcock *et al.*, 2021). Restoration site presenting too small surface cannot host biodiversity necessary to produce all ecosystem services and often lack of long term stability compared to larger sites (Moreno-Mateos *et al.*, 2012, 2015b; Whittaker and Fernandez-Palacios, 2006). In our case, the compared sites are not the same size and present a slight variability in terms of connectivity to biodiversity reservoirs. The impacted wetland had a surface of 12.6ha and was included in agricultural land with lots of ecological connectivity and little biodiversity reservoirs. On the other hand, the compensation area only measures 10 ha with less direct connection to biodiversity reservoirs.

The time since the restoration area was established and its size have probably affected the aHEP method and the evaluation of environmental benefits. Another evaluation should be done in 5 to 10 years, when

the restoration actions are well implemented, to properly assess the benefits of implementing restoration measures on a brownfield site.

Impacts and limits in indicator selection

Consequences of ex-post assessment

In redevelopment or equivalence assessment projects, the selection and adaptation of appropriate indicators is a central issue for assessing gains in functions or biodiversity (Butler, 2009; Quétier and Lavorel, 2011). In our case, the ex-post context of the evaluation had a strong impact on data availability. Data on the initial state was limited to the environmental impact study report or to data that could be measured by remote sensing. Despite the large amount of data available in this type of report, the methods used for the inventory and the data sampled are still too limiting to provide a complete picture of the ecosystem before the impacts. Indeed, patrimonial, and threatened species are often well documented, but ordinary biodiversity or simple biophysical data sampling is lacking. The limited list of indicators that resulted from this poor data set had 3 major consequences

- First, the short list of indicators and data led to the underestimation or even total oblivion of certain ecosystem compartments. This is particularly the case for soils, which play an essential role in hosting biodiversity and performing numerous ecological functions (Adhikari *et al.*, 2016). The lack of biological data or general description of the soils in the impact study led to its non-inclusion in the assessment. It is all the more important that soil is often strongly degraded on industrial wastelands (Morel *et al.*, 2015) and could represent one of the most impacted compartments by the restoration measures.
- A limited number of indicators can lead to a preference for the evaluation of certain functions over others or even over biodiversity composition. The limited data available in the case of Reichstett led to the selection of the ARVI as an indicator for multiple ecosystem services but also habitats thus giving it a very important weight obtained results.
- A decrease in the accuracy of the assessment results from the selection of a less accurate indicator and a weaker link between the ecosystem service being assessed and the indicators used. For example, soil-related indicators such as soil porosity or stability and vegetation type and form at different elevations could have been more accurate than ARVI for the ecosystem service "extreme event regulation" assessment. However, the lack of data on soil quality or vegetation composition did not allow for such measurements.

A need for better consideration of restoration intentionality in evaluation

The high weight given to the ARVI indicator had direct consequences on the evaluation of environmental benefits. Indeed, the restored area has a different general vegetation typology than the impacted area. The impacted wetlands were mainly composed of forest-type vegetation, whereas the compensation area is mainly composed of grasslands and two temporary ponds. The ARVI index, because of its measurement method, gives a better value to habitats such as forests that have a higher photosynthetic activity than grasslands. The results obtained are consistent with a purely functional evaluation of the two zones. The

assessment of environmental benefits requires a more integrative approach. Restoration ecology is an intentional action to restore degraded ecosystems and often implemented with the goal of restoring certain ecosystems or habitats for given biodiversity or functions (Gann *et al.*, 2019). If we are to truly evaluate the environmental benefits associated with brownfield redevelopment, the intentionality behind restoration actions and its objectives must be incorporated into indicator selection and benefit evaluation. The way ARVI was applied here tends to favor functionality over biodiversity, although this weight was balanced using integrity indicators. Future applications of the method will need to consider the possibility of implementing weighting factors on individual indicators to limit the potential for single strong indicators.

Integrity indicators advantage and limits

The integration of CSAMs in the aHEP method in view of the results obtained seems relevant. Even if some adaptations had to be made, the way they were set up allowed them to be used with a limited data set.

However, the use of these indicators has several limitations that will need to be addressed in future research. Indeed, CSAMs are currently developed for a small number of habitats, which limits their integration into the method, especially for highly disturbed habitats such as wastelands. Although some indicators seem to be emerging (Alam *et al.*, 2016; Delzons *et al.*, 2013; IQE index), further research is needed in the development of composite indicators to assess the ecological and conservation potential rendered by ordinary and novel ecosystems. Indeed, even though they are very different from pristine habitats, these habitats may represent a great opportunity for ecological conservation and preservation of ecological functionality (Hobbs *et al.*, 2009). One possibility would be to assess the transferability, with minor modifications, of the existing CSAM method to habitats with similar typology.

In conclusion, the evaluation of environmental benefits related to the implementation of restoration measures on a brownfield site is a complex subject, especially in the context of an ex-post evaluation where data are limited. Despite the numerous obstacles identified, the aHEP method adjusted with the incorporation of nature conservation indicators gave results consistent with the observations made in the field. This method also allows the integration on non-regulating ecosystem services like cultural one. Further reflection on the choice and possible future weighting of indicators is still needed to ensure that the functionality in terms of ecosystem services of the site does not lead to an underestimation of the importance of the establishment of certain structures for biodiversity.

The aHEP method should not be used as a replacement for traditional assessment of the impact of restoration measures on biodiversity. The implementation and evaluation of restoration measures based on the sole use of ecosystem services is problematic and poses a risk to the conservation objectives associated with these restoration measures (Jacob *et al.*, 2016; Vaissière *et al.*, 2020). However, the use of aHEP in complement to traditional methods represents an opportunity for the implementation of both biodiversity conservation objectives as well as objectives for offsetting impacts on the provision of ecosystem services. As proposed by Jacob *et al.* (2016), it would allow a dual application of the mitigation hierarchy with the objective of achieving both a no net loss of biodiversity and a no net loss in terms of

ecosystem services. This consideration of a no net loss of ecosystem services can thus facilitate the promotion and social acceptance of the implementation of restoration projects.

Research should be done with the goals to also implement provisioning ecosystem services and disservices into the evaluation to fully assess the impact of restoration project environmental benefits. Intermediate losses, linked to a delayed equivalence and site integration in local landscape network could be interesting improvement in future methods aiming to assessment environmental benefits of brownfield restoration (Quétier et Lavorel, 2011).

Acknowledgments

This research is part of the SEFIRR project, was supported by the French agency for ecological transition (ADEME) (grant No. 1972C0009) and BF2 Rhein Park A special thank for internship student that helped on biodiversity inventories

References

- Alam, M., Dupras, J., Messier, C., 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators* 60, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035>
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services* 5, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10, e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Bezombes, L., 2017. Développement d'un cadre méthodologique pour l'évaluation de l'équivalence écologique : Application dans le contexte de la séquence "Éviter, Réduire, Compenser" en France Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade- Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? (These de doctorat). Université Grenoble Alpes (ComUE).
- Bordt, M., Saner, M., 2019. Which ecosystems provide which services? A meta-analysis of nine selected ecosystem services assessments. *One Ecosystem* 4, e31420. <https://doi.org/10.3897/oneeco.4.e31420>
- Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Roo, B.D., Lesiv, M., Tsendbazar, N.-E., Herold, M., Fritz, S., 2020. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: collection 3: epoch 2019: Globe. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3939050>
- Burton, V., Moseley, D., Brown, C., Metzger, M.J., Bellamy, P., 2018. Reviewing the evidence base for the effects of woodland expansion on biodiversity and ecosystem services in the United Kingdom. *Forest Ecology and Management* 430, 366–379. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.003>
- Butler, D.W., 2009. Planning iterative investment for landscape restoration: Choice of biodiversity indicator makes a difference. *Biological Conservation* 142, 2202–2216. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.023>
- Büttner, G., Steenmans, C., Bossard, M., Feranec, J., Kolár, J., 2000. Land Cover – Land Use Mapping within the European Corine Programme, in: Buchroithner, M.F. (Ed.), *Remote Sensing for Environmental Data in*

Albania: A Strategy for Integrated Management, NATO Science Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 89–100. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4357-8_9

Calhoun, A.J.K., Mushet, D.M., Bell, K.P., Boix, D., Fitzsimons, J.A., Isselin-Nondedeu, F., 2017. Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a 'disappearing' ecosystem. *Biological Conservation, Small Natural Features* 211, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.024>

Cortina-Segarra, J., García-Sánchez, I., Grace, M., Andrés, P., Baker, S., Bullock, C., Decler, K., Dicks, L.V., Fisher, J.L., Frouz, J., Klimkowska, A., Kyriazopoulos, A.P., Moreno-Mateos, D., Rodríguez-González, P.M., Sarkki, S., Ventocilla, J.L., 2021. Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives. *Restoration Ecology* 29, e13346. <https://doi.org/10.1111/rec.13346>

Cortinovis, C., Geneletti, D., 2018. Mapping and assessing ecosystem services to support urban planning: A case study on brownfield regeneration in Trento, Italy. *One Ecosystem* 3, e25477. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25477>

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24, 617–632. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>

de Brito, V.L.G., Rech, A.R., Ollerton, J., Sazima, M., 2017. Nectar production, reproductive success and the evolution of generalised pollination within a specialised pollen-rewarding plant family: a case study using *Miconia theizans*. *Plant Systematics and Evolution* 303, 709–718. <https://doi.org/10.1007/s00606-017-1405-z>

De Carvalho, R.M., Szlafsztein, C.F., 2019. Urban vegetation loss and ecosystem services: The influence on climate regulation and noise and air pollution. *Environmental Pollution* 245, 844–852. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.114>

De Valck, J., Beames, A., Liekens, I., Bettens, M., Seuntjens, P., Broekx, S., 2019. Valuing urban ecosystem services in sustainable brownfield redevelopment. *Ecosystem Services* 35, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.006>

Delzons, olivier, Gourdain, P., Siblet, J., Touroult, J., Herard, K., Poncet, L., 2013. L'IQE : un indicateur de biodiversité multi-usages pour les sites aménagés ou à aménager. *Revue d'écologie* 68, 105. Available at <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/55958> Accessed on 02/02/2022

Directive 92/43/EEC., 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, 1992. Official Journal L206 p007 -050. Available at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043> Accessed on 02/02/2022

Dumax, N., 2009. Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental (These de doctorat). Strasbourg.

Dumax, N., Rozan, A., 2011. Using an adapted HEP to assess environmental cost. *Ecological Economics* 72, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.020>

Dumax, N., Rozan, A., Rulleau, B., 2020. "Adapted" Habitat Evaluation Procedure and Choice Experiment: Substitutes or Complements? *Water Econs. Policy* 06, 2050004.

<https://doi.org/10.1142/S2382624X20500046>

European Commission. Directorate-General for the Environment, 2011. The EU biodiversity strategy to 2020. Publications Office, LU. Available at:

<https://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure%20final%20lowres.pdf> Accessed on 02/02/2022

Foley, J.A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574.

<https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., Dixon, K.W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27, S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Garbach, K., Milder, J.C., DeClerck, F.A.J., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability* 15, 11–28.

<https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>

Garcia-Ayllon, S., Radke, J., 2021. Geostatistical Analysis of the Spatial Correlation between Territorial Anthropization and Flooding Vulnerability: Application to the DANA Phenomenon in a Mediterranean Watershed. *Applied Sciences* 11, 809. <https://doi.org/10.3390/app11020809>

Glasson, J., Therivel, R., 2019. Introduction to Environmental Impact Assessment, 5th ed. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9780429470738>

Gontier, M., Balfors, B., Mörtberg, U., 2006. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26, 268–286.

<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.09.001>

Haines-Young, R., Potschin-Young, M., 2018. Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief. *One Ecosystem* 3, e27108.

<https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>

Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 599–605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>

Ives, C.D., Bekessy, S.A., 2015. The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13, 568–573. <https://doi.org/10.1890/150021>

Jacek, G., Rozan, A., Desrousseaux, M., Combroux, I., 2021. Brownfields over the years: from definition to sustainable reuse. *Environmental Reviews* er-2021-0017. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0017>

Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., Calvet, C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services* 21, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010>

Jones, H.P., Jones, P.C., Barbier, E.B., Blackburn, R.C., Rey Benayas, J.M., Holl, K.D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Mateos, D.M., 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 285, 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>

Jones, H.P., Schmitz, O.J., 2009. Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. PLOS ONE 4, e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecological Indicators, 10 years Ecological Indicators 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>

Kaufman, Y.J., Tanre, D., 1992. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 30, 261–270. <https://doi.org/10.1109/36.134076>

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., Mckenney, B., 2010. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. Frontiers in Ecology and the Environment 8, 261–266. <https://doi.org/10.1890/090005>

Koch, F., Bilke, L., Helbig, C., Schlink, U., 2018. Compact or cool? The impact of brownfield redevelopment on inner-city micro climate. Sustainable Cities and Society 38, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.11.021>

Kureel, N., Sarup, J., Matin, S., Goswami, S., Kureel, K., 2021. Modelling vegetation health and stress using hypersepctral remote sensing data. Model. Earth Systems and Environment <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01113-8>

La Puma, I.P., Philippi, T.E., Oberbauer, S.F., 2007. Relating NDVI to ecosystem CO2 exchange patterns in response to season length and soil warming manipulations in arctic Alaska. Remote Sensing of Environment 109, 225–236. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.01.001>

Levrel, H., Pioch, S., Spieler, R., 2012. Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? Marine Policy 36, 1202–1210. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.03.004>

Loures, L., 2015. Post-industrial landscapes as drivers for urban redevelopment: Public versus expert perspectives towards the benefits and barriers of the reuse of post-industrial sites in urban areas. Habitat International, Special Issue: Exploratory Spatial Analysis of Urban Habitats 45, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.06.028>

Maciejewski, L., Lepareur, F., Viry, D., Bensettiti, F., Puissauve, R., Touroult, J., 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. Revue d'écologie 71, 3–20. Available at <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation> Accessed on 02/02/2022

Maciejewski, L., Seytre, L., Van ES, J., Dupont, P., 2015. État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 3. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle. Available at <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation> Accessed on 02/02/2022

Maltby, E., Ormerod, S., Acreman, M., Blackwell, M., Durance, I., Everard, M., Morris, J., Spray, C., Biggs, J., Boon, P., Brierley, B., Brown, L., Burn, A., Clarke, S., Diack, I., Duigan, C., Dunbar, M., Gilvear, D., Gurnell, A., and Ward, R. (2011). Freshwaters– Openwaters, Wetlands and Floodplains. pp. 295–360.

- Mandle, L., Douglass, J., Lozano, J.S., Sharp, R.P., Vogl, A.L., Denu, D., Walschburger, T., Tallis, H., 2016. OPAL: An open-source software tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and mitigation decisions. *Environmental Modelling & Software* 84, 121–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.008>
- Marando, F., Salvatori, E., Sebastiani, A., Fusaro, L., Manes, F., 2019. Regulating Ecosystem Services and Green Infrastructure: assessment of Urban Heat Island effect mitigation in the municipality of Rome, Italy. *Ecological Modelling* 392, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.011>
- Mathey, J., Röbler, S., Banse, J., Lehmann, I., Bräuer, A., 2015. Brownfields As an Element of Green Infrastructure for Implementing Ecosystem Services into Urban Areas. *Journal of Urban Planning and Development* 141, A4015001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000275](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000275)
- Matzek, V., Wilson, K.A., 2021. Public support for restoration: Does including ecosystem services as a goal engage a different set of values and attitudes than biodiversity protection alone? *PLOS ONE* 16, e0245074. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245074>
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mistarz, M., Latour, M., 2019. État de conservation des habitats des eaux dormantes d'intérêt communautaire. Méthodes d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Cahiers d'évaluation. UMS PatriNat-AFB/CNRS/MNHN, Paris.
- Available at <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation> Accessed on 02/02/2022
- Montgomery, I., Caruso, T., Reid, N., 2020. Hedgerows as Ecosystems: Service Delivery, Management, and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 51, 81–102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15, 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M.I., Aronson, J., 2015. Ecosystem response to interventions: lessons from restored and created wetland ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 52, 1528–1537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12518>
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R., 2012. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLOS Biology* 10, e1001247. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>
- Ode, Å., Fry, G., Tveit, M.S., Messenger, P., Miller, D., 2009. Indicators of perceived naturalness as drivers of landscape preference. *Journal of Environmental Management* 90, 375–383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.013>
- Opoku, A., 2019. Biodiversity and the built environment: Implications for the Sustainable Development Goals (SDGs). *Resources, Conservation and Recycling* 141, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.011>

- Paracchini, M.L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J.P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P.A., Bidoglio, G., 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators* 45, 371–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>
- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., Whitaker, S., 2018. Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx* 52, 316–324. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001034>
- Plantureux, S., Bernués, A., Huguenin-Elie, O., Hovstad, K., Isselstein, J., McCracken, D., Therond, O., Vackar, D., 2016. Ecosystem service indicators for grasslands in relation to ecoclimatic regions and land use systems. The multiple roles of grassland in the European bioeconomy. Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, Trondheim, Norway, 4-8 September 2016 524–547.
- Prasifka, J.R., Mallinger, R.E., Portlas, Z.M., Hulke, B.S., Fugate, K.K., Paradis, T., Hampton, M.E., Carter, C.J., 2018. Using Nectar-Related Traits to Enhance Crop-Pollinator Interactions. *Frontiers in Plant Science* 9, 812. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00812>
- Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991–2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- Rayment, M., Arroyo, A., Baldock, D., Becerra, G., Gerritsen, E., Kettunen, M., Stephen, M., Underwood, E., Tucker, G.-M., 2018. Valuing biodiversity and reversing its decline by 2030. IEEP.
- Ricou, C., Schneller, C., Amiaud, B., Plantureux, S., Bockstaller, C., 2014. A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecological Indicators* 45, 320–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.022>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., Portela, A.P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S., 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* 70, 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- RNF, 2013. Évaluation de l'état de conservation des habitats Habitats forestiers et éco-complexes alluviaux (No. Caher RNF n°2).
- Sannigrahi, S., Zhang, Q., Joshi, P.K., Sutton, P.C., Keesstra, S., Roy, P.S., Pilla, F., Basu, B., Wang, Y., Jha, S., Paul, S.K., Sen, S., 2020. Examining effects of climate change and land use dynamic on biophysical and economic values of ecosystem services of a natural reserve region. *Journal of Cleaner Production* 257, 120424. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120424>
- Scapino, J., 2016. De la friche urbaine à la biodiversité : Ethnologie d'une reconquête : (La petite ceinture de Paris) (Theses). Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS.
- Schulp, C.J.E., Van Teeffelen, A.J.A., Tucker, G., Verburg, P.H., 2016. A quantitative assessment of policy options for no net loss of biodiversity and ecosystem services in the European Union. *Land Use Policy* 57, 151–163. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.05.018>

- Somvanshi, S.S., Kumari, M., 2020. Comparative analysis of different vegetation indices with respect to atmospheric particulate pollution using sentinel data. *Applied Computing and Geosciences* 7, 100032. <https://doi.org/10.1016/j.acags.2020.100032>
- Sukhdev, P., Wittmer, H., Miller, D., 2014. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Challenges and Responses, in: Helm, D., Hepburn, C. (Eds.), *Nature in the Balance*. Oxford University Press, pp. 135–150. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199676880.003.0007>
- Szarek-Iwaniuk, P., 2021. A Comparative Analysis of Spatial Data and Land Use/Land Cover Classification in Urbanized Areas and Areas Subjected to Anthropogenic Pressure for the Example of Poland. *Sustainability* 13, 3070. <https://doi.org/10.3390/su13063070>
- Tarabon, S., Bergès, L., Dutoit, T., Isselin-Nondedeu, F., 2019. Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management* 241, 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.031>
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., Hily, C., Le Guyader, D., 2013. Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecological Indicators* 29, 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.003>
- Wende, W., Bezombes, L., Reinert, M.-E., 2018. Introduction of a European Strategy on No Net Loss of Biodiversity, in: Wende, W., Tucker, G.-M., Quétier, F., Rayment, M., Darbi, M. (Eds.), *Biodiversity Offsets: European Perspectives on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham, pp. 5–15. https://doi.org/10.1007/978-3-319-72581-9_2
- Whittaker, R.J., Fernandez-Palacios, J.M., 2006. *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*, Second Edition. ed. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Woodcock, B.A., Pywell, R.F., Macgregor, N.A., Edwards, M.E., Redhead, J., Ridding, L.E., Batáry, P., Czerwiński, M., Duffield, S., 2021. Historical, local and landscape factors determine the success of grassland restoration for arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 308, 107271. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107271>
- Wortley, L., Hero, J.-M., Howes, M., 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Xue, J., Su, B., 2017. Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors* 2017, e1353691. <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>
- Yuan, W., Piao, S., Qin, D., Dong, W., Xia, J., Lin, H., Chen, M., 2018. Influence of Vegetation Growth on the Enhanced Seasonality of Atmospheric CO₂. *Global Biogeochemical Cycles* 32, 32–41. <https://doi.org/10.1002/2017GB005802>
- Zhao, Y., Liu, Z., Wu, J., 2020. Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology* 35, 793–814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>
- Ziaja, M., Denisow, B., Wrzesień, M., Wójcik, T., 2018. Availability of food resources for pollinators in three types of lowland meadows. <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1454293>

2) Intégration des services d'approvisionnements et disservices dans l'évaluation des bénéfices environnementaux

Dans le cadre de l'application de la méthode aHEP décrite dans la partie 1, nous n'avons pris en compte que les services de régulation et culturels. La compréhension de l'impact global du projet de redéveloppement et les potentiels bénéfices environnementaux qui en découlent nécessitent cependant d'intégrer dans l'évaluation les services d'approvisionnement mais également les disservices. L'évaluation des disservices est d'autant plus nécessaire au vu de la proximité des mesures mises en place avec le parc d'activité et les potentielles retombées que la mise en place de ces mesures compensatoires pourrait avoir sur les populations locales.

2.1) Mesures des unités d'habitats associées aux services d'approvisionnements

Deux services écosystémiques d'approvisionnement majeurs sont associés aux habitats présents sur le site: l'approvisionnement en espèces végétales cultivées et l'approvisionnement en espèces végétales sauvages. Aucun habitat fournissant des services d'approvisionnement en espèces animales n'a été identifié sur le site. Ils n'ont donc pas été inclus dans l'évaluation.

2.1.1) Service d'approvisionnement en espèces végétales terrestres cultivées pour l'alimentation, les matériaux ou la production d'énergie

Seule la zone humide impactée par l'aménagement de l'Écoparc présentait deux habitats identifiés comme produisant potentiellement le service d'approvisionnement en espèces végétales terrestres cultivées. Ces habitats correspondent à 2.8 hectares de champs de maïs et 0.4 hectares de plantation de conifères.

Deux approches pour l'évaluation de ce service ont été décrites dans la partie 3.5 du chapitre 4. Ces approches sont basées soit sur l'utilisation d'un indicateur de rendement agricole soit sur l'utilisation d'un indicateur de qualité agricole des sols. Nous considérons l'existence d'un service d'approvisionnement comme dépendant de son usage. Du fait de l'absence d'exploitation de la plantation de conifères, nous considérons dans cette évaluation que les services d'approvisionnement rendus par cet habitat sont donc nuls (rendement agricole égal à 0).

En ce qui concerne la culture de maïs, nous n'avons pas eu accès aux données de rendement de la parcelle agricole. Nous nous sommes donc basés, pour ce service, sur l'évaluation de la qualité agricole des sols. L'atlas de la description des sols d'Alsace (Party et Muller, 2005) et l'étude d'impact (Oréade Brèche, 2015) décrivent les zones agricoles entourant le site de Reichstett comme présentant un sol de qualité agricole très faible. Cette très faible qualité est associée au fort engorgement des sols lié à la proximité de la nappe phréatique. L'application de l'indicateur de qualité agricole du sol (3.5 du chapitre 4) permet l'attribution à la culture de maïs d'une note de 1/5 pour la qualité agricole de son sol soit un HSI de 0,2. Cet HSI multiplié

par les 2.8 hectares de champs de maïs, amène à un total de 0.56 UH associées à la production des services d’approvisionnement en espèces cultivées (Tableau 15).

2.1.2) Service d’approvisionnement en espèces végétales sauvages pour l’alimentation, les matériaux et l’énergie

Au niveau de la zone impactée par les mesures d’aménagements, certains habitats prairiaux ou assimilés comme la prairie mésophile, et les zones de prairies humides/mégaphorbiaies présentaient des traces d’exploitation fourragère. L’application de l’indicateur de valeur fourragère locale (voir chapitre 4 section 3.5) a permis l’évaluation des HSI de chacun de ces habitats. Dans leur publication Le Bayeur *et al.* (2020) fournissent une liste d’espèces associées aux prairies de fauche dans le massif des Vosges.

La qualité fourragère de chacune des espèces présentes sur cette liste y est détaillée. Cette liste a permis l’attribution d’un score fourragère allant de 5 « Très bonne qualité fourragère » à 1 « valeur fourragère très faible à négligeable » à l’ensemble des espèces présentes dans les différents relevés botaniques. Le relevé et la valeur fourragère associée à chaque espèce sont détaillés dans les annexes 14, 16, 17 et 18.

Les espèces non présentes dans la liste obtenaient un score de 0. La prairie mésophile présentait plusieurs espèces nitrophiles (*Urtica dioïca* L. et *Calystegia sepium* (L.) R.Br.) cependant la présence importante des espèces fourragères *Arrhenatherum elatius* (L.) P.Beauv et *Holcus lanatus* L., permet l’obtention d’un HSI élevé (Tableau 15).

Tableau 15 : Récapitulatif des HSI et UH associés aux services d’approvisionnements présents sur les habitats évalués.

Les indicateurs de qualité agricole des sols et de valeurs fourragères sont décrits dans le chapitre 4 paragraphe 3.5.1 et 3.5.2 de cette thèse.

Indicateur	Habitats	Zone humide impactée			Zone de compensation		
		Surface (ha)	HSI	UH	Surface (ha)	HSI	UH
Qualité agricole des sols	Culture	2,8	0,2	0,56	0	0	0
Valeur fourragère	Prairie mésophile	0,3	0,726	0,2178	4,2	0,42	1,76
	Prairie humide et mégaphorbiaie	2,4	0,503	1,2072	0,2 (zone hygrophile)	0,376	0,0752
					2,5 (zone très hygrophile)	0,244	0,61
	TOTAL	2.7	/	1.42	6.9	/	2.44

Les zones présentant une végétation plus humide présentaient également des traces d'exploitation. Leur composition végétale a été estimée à partir des relevés réalisés en 2017 par le bureau d'étude Ecolor et plus particulièrement du relevé K accolé à la zone impactée (Ecolor, 2017, Annexe 14). Les résultats obtenus montrent qu'elles présentaient un intérêt plus faible avec un HSI à peine supérieur à 0.5 (Tableau 15). Un total de 1,4 unités d'habitat associées au service d'approvisionnement en espèces végétales sauvages (1.2UH pour les prairies humides et 0.2UH pour la prairie mésophile) a été mesuré sur la zone humide impactée (Tableau 15).

Concernant la zone de compensation, la réalisation de fauches tardives est prévue dans les mesures de gestions afin, entre autres, d'éviter la prolifération d'espèces exotiques envahissantes comme le solidage (*Solidago gigantea*, Aiton). Au total ce sont 6.9 hectares qui sont concernés. Cette surface correspond à 4.2 hectares de prairie mésophile présents sur les merlons et 2.7 hectares de prairies humide/mégaphorbiaie (Tableau 6 et 15). Pour la prairie humide une distinction a été faite entre la zone moins humide (Z2 du chapitre 3) qui est fortement dominée par la houlque laineuse (*Holcus lanatus*, L.) et le reste du site qui présente une végétation plus typique des milieux engorgés avec une présence plus forte en fétuque (*Festuca* sp.) et en jonc (Annexe 13-14-15). L'évaluation du service d'approvisionnement en foin selon la méthode décrite dans le chapitre 4 paragraphe 3.5.2.2, tout habitat confondu, mène à un total de 2.41 UH (Tableau 15). Les relevés floristiques des prairies, le pourcentage de recouvrement associé à chaque espèce et les scores de valeur fourragère associés sont présents dans les annexes 16 à 18. Les autres services d'approvisionnements en espèces végétales sauvages ont été considérés comme négligeables du fait du faible accès à la zone de compensation.

2.2) Mesure de l'évolution du nombre d'unités d'habitats associées au disservice de risque allergène

Seul le risque allergène engendré par la dissémination de pollens de certaines espèces a été identifié comme un réel disservice. L'ensemble des habitats présents à l'exception des cultures de maïs, des mares temporaires et des zones bâties représentent de potentielles sources de ce disservice (Campagne *et al.*, 2018; Dobbs *et al.*, 2014).

Le risque allergène a été calculé selon le protocole détaillé dans la partie 3.7 du chapitre 4. Les relevés d'espèces allergisantes et les valeurs nécessaires à l'obtention des HSI (Tableau 16) sont détaillés dans les annexes 24 à 25. La zone impactée ainsi que la zone d'accueil des mesures compensatoires produisaient à elles deux environ 7,2 UH associées au disservice de risque allergène (Tableau 16). La zone de compensation produit 3.96 UH associées au même disservice (Tableau 16). On observe un nombre d'UH par hectare plus élevé sur la zone de compensation que la zone impactée (0.39 contre 0.36).

Tableau 16 : Récapitulatif des HSI et UH associés aux différents habitats dans le cadre de l'évaluation du disservice de risque allergène engendré par la production de pollen.

Les modes de calcul et les résultats intermédiaires sont disponibles en annexe 24 à 25. * Les fourrés sont ici majoritairement composés de *Rubus* sp. (Oréade Brèche, 2015). une espèce non allergisante ** La végétation de bords d'eau est ici majoritairement composée de *Carex* sp. non listés comme allergisants dans les réseaux pollen. *** Idem seuls les pins sont cités comme allergisants (faible) dans la liste du réseau pollen. Les autres conifères plantés n'en font pas parti.

HABITAT	ZONE HUMIDE IMPACTEE			ZONE D'ACCUEIL			ZONE DE COMPENSATION		
	Surface (ha)	HSI	UH	Surface (ha)	HSI	UH	Surface (ha)	HSI	UH
Culture									
Prairie mesophile	0.3	0.75	0.22				4.2	0.55	2.31
Mégaphorbiaie et prairie humide	2.4	0.6	1.44				2.5 (très hygrophile)	0.59	1.47
							0.2 (hygrophile)	0.89	0.18
Forêt alluviale, forêt et fourrés humides	5.6	0.49	2.74						
Fourrés		*		0.6	0.43	0.26			
Végétation de bords d'eau	0.1	**		0.013					
Végétation de friche	0.2	0.69	0.14	3.5	0.69	2.41			
Plantation de conifères	0.4	***							
Bâti									
Total UH		4.54		2.67			3.96		

2.3) Conséquences des mesures de restauration sur la production de disservices et de services d'approvisionnement : identification de potentiels leviers

L'application de la méthode aHEP a permis une prise en compte de l'impact des mesures de restauration sur la production des services d'approvisionnements mais également sur la production de disservices. Si l'on compare la zone de compensation et la zone impactée par les mesures de redéveloppement, on observe un delta de -0.56 UH pour l'approvisionnement en espèces cultivées et une différence de +1.02 UH pour l'approvisionnement en espèces végétales sauvages (Fig. 55). La transformation de la culture de maïs a donc engendré la perte de 0.56 UH (Fig. 55, Tableau 15).

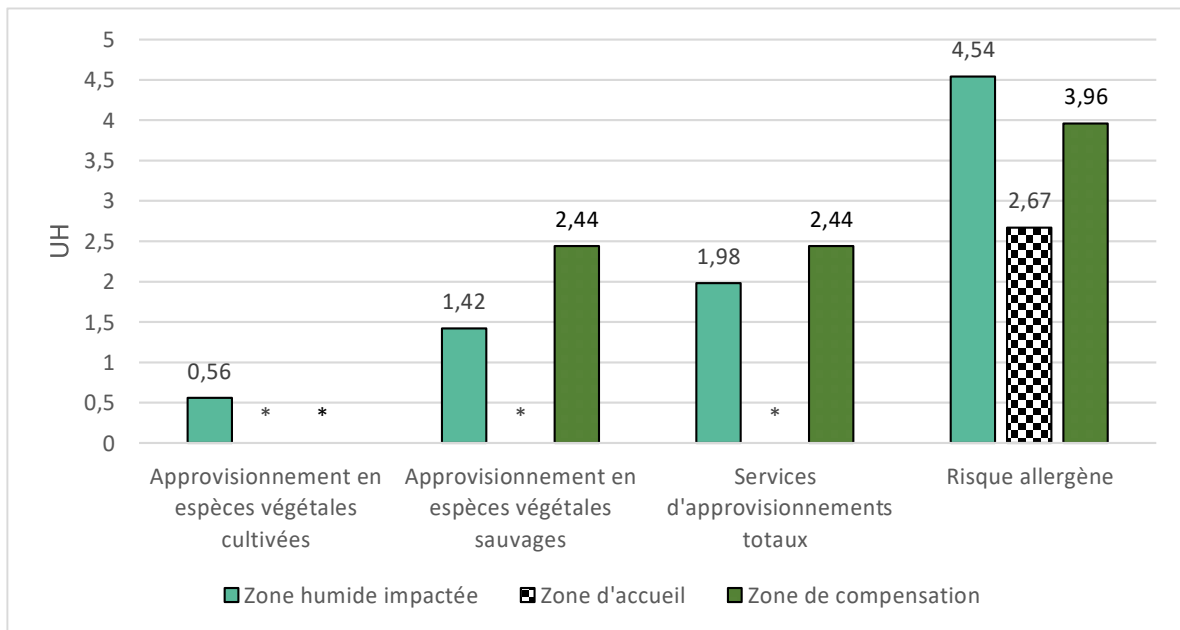


Figure 55 : Unités d’habitats associées à la production de services d’approvisionnements et au disservice de risque allergène pour chaque habitat évalué.

Les valeurs au-dessus des histogrammes correspondent aux nombres d’unités d’habitats associées aux services écosystémiques évalués par la méthode aHEP sur l’habitat donné. * Signifie que le service n’est pas fourni par un des trois sites évalués. Les histogrammes bleus correspondent à la zone humide impactée. Les histogrammes représentés par des diagonales noires correspondent à la zone d’accueil et les histogrammes verts à points blancs à la zone de compensation.

Au vu des nombreuses zones agricoles environnantes et la faible qualité agricole des sols, cette perte de services est négligeable. De plus la création de la zone de compensation et plus particulièrement la mise en place des mesures de gestions a engendré un gain de plus d’une unité d’habitat associée au service d’approvisionnement en espèces végétales sauvages (Fig. 55). Le redéveloppement de la friche et la mise en place des mesures compensatoires a donc finalement des impacts positifs sur les services d’approvisionnement totaux fournis (Fig. 55).

Ces résultats permettent de mettre en lumière l’importance des méthodes de gestions sur le maintien à long termes de la fourniture de services écosystémiques. La restauration de la friche de Reichstett ne permet l’obtention de bénéfices liés aux services d’approvisionnements qu’à condition que des méthodes de gestions incluant la mise en place de fauches tardives puissent assurer un approvisionnement en espèces végétales sauvages.

On observe une diminution globale de la production du disservice de risque allergène avec une concentration cependant plus importante par hectare. La diminution globale du nombre d’UH associées au disservice est potentiellement liée aux différences de surfaces des zones comparées. En effet la zone humide impactée et la zone d’accueil représentent à elles deux un total de 22.6 hectares et la zone de compensation une surface totale de 10 ha. La création de milieux prairiaux riches en graminées allergènes explique quant à elle le nombre d’UH/hectare plus élevé. De plus, d’autres facteurs liés notamment à la fréquentation du site ou encore à la sensibilité des populations environnantes sont à prendre en compte. La fréquentation aux abords de la zone de compensation est, du fait de l’aménagement de la friche en un parc d’activité, plus importante que ne l’était celle de la zone impactée. On peut donc estimer que même si

la quantité totale d'UH produites par la zone de compensation est plus faible que la quantité produite de manière cumulée par la zone humide impactée et la zone d'accueil, son impact est potentiellement plus important. Il est bien entendu nécessaire de valider ces conclusions au travers d'un suivi sanitaire des populations travaillant à proximité du site. Ces résultats amènent à une réflexion concernant l'impact du choix des actions de restauration réalisées et de la composition spécifique des semis sélectionnées sur la santé humaine.

Que ce soit pour les services d'approvisionnements ou la production de disservices, on observe un impact fort l'orientation et l'intentionnalité des mesures de restauration sur les bénéfices environnementaux. L'utilisation de la méthode aHEP permet notamment d'identifier certains leviers comme le choix des habitats créés et des espèces semées qui pourrait favoriser ou minimiser à long termes la production de ces disservices et potentiellement favoriser leur acceptation par les populations locales. Il est cependant important de noter que ces potentielles adaptations ne doivent pas être mises en place au détriment des objectifs écologiques et de conservation associés aux mesures de restauration.

Discussion générale et perspectives

On observe le déploiement ces 20 dernières années de projets de recherches et de législations en faveur de la régénération et de la dépollution des friches industrielles. Ces dernières et leur réaménagement sont devenus des composantes importantes des approches de développement durable urbain et périurbain (Jacek *et al.*, 2021 ; Fosse *et al.*, 2019 ; De Sousa, 2008 ; Dorsey, 2003). Sur l'ensemble des projets décrits dans la littérature scientifique plus de 50% intègrent une réutilisation non bâtie (Jacek *et al.*, 2021). Ces projets sont vus comme des opportunités pour valoriser la production de services écosystémiques, intégrer des espaces de nature dans les environnements urbains et périurbains (*e.g.*, De Valck *et al.*, 2019 ; De Sousa, 2003) mais également faciliter l'atteinte de l'objectif de ZAN d'ici à 2050 (Fosse *et al.*, 2019). Cependant nous avons démontré que les projets de restauration de friches industrielles ne représentent encore que 18% des cas de redéveloppement témoignant indirectement de la difficulté technique du transfert des concepts de la restauration à ces sites fortement dégradés.

Ces chiffres sont cependant à mettre en perspective. Les 18% de création d'espaces naturels ne concernent que les exemples décrits dans la littérature scientifique menant à une sous-estimation des cas décrits dans la littérature grise. Il est également intéressant de noter que la majorité des cas décrits concernent la création de zones plus ou moins humides. En effet, 13 des 17 cas présentés dans l'annexe 1 sont redéveloppés, pour tout ou partie, en des zones humides. La présence de voies navigables à proximité des sites industriels permet de faciliter l'approvisionnement en eaux ou le transit des marchandises nécessaires à un bon fonctionnement de l'activité industrielle. Les zones humides présentent également un intérêt scientifique et de conservation plus marqué par rapport à d'autres milieux comme l'illustrent les nombreuses législations européennes en faveur de leur protection et de leur restauration (*e.g.* Convention RAMSAR, Directive cadre sur l'eau ; Verhoeven, 2014). La mise en place de la directive cadre sur l'eau (DCE 2000/60/CE) a permis l'établissement d'un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle vise notamment le bon état des milieux aquatiques incluant aussi bien les eaux de surfaces que les eaux souterraines. Le redéveloppement des friches industrielles permet dans cet optique la mise en place de méthodes de dépollutions des sols et des eaux souterraines (*e.g.* Chapitre 2 1.4.1). Leur transformation permet également la limitation de la diffusion des pollutions liée aux ruissellements de l'eau de pluies.

Le degré élevé de dégradation, notamment pédologique, lié aux activités anthropiques passées représente cependant une barrière importante au transfert de méthodes de restauration écologique sur ce type de milieu. Une restauration complète vers un écosystème de référence final peut donc s'avérer complexe, voire impossible (Jones et Schmitz, 2009). La mise en place de mesures de réhabilitation plutôt que de restauration écologique complète peut s'avérer plus pertinente. Il a donc été nécessaire ici d'identifier les potentiels leviers permettant d'influencer la trajectoire écologique de ces sites et de permettre le succès de la mise en place des mesures de restaurations écologiques sur des friches industrielles.

En parallèle, le manque d'intégration des populations locales, notamment due à une méconnaissance des potentiels bénéfiques associés, impacte négativement la mise en place et le financement de projets de restauration écologique au profit d'autres réaménagements (Cortina-Segarra *et al.*, 2021). Ce manque

d'intégration des impacts sociaux économiques des mesures de restaurations est d'autant plus problématique que nous avons démontré que plus d'un tiers des cas de redéveloppements de friches présentent une réutilisation mixte pouvant potentiellement allier restauration écologique et développement social (bureaux, commerces etc...e.g. Ecoparc Rhéna ; Jacek *et al.*, 2021).

En s'appuyant sur l'exemple particulier du redéveloppement de la friche de Reichstett, cette thèse a permis de tester le transfert des concepts de la restauration écologique aux friches industrielles. Un intérêt particulier a été porté à la restauration des technosols industriels et à l'évaluation des bénéfices environnementaux associés à la restauration au travers de l'utilisation des services écosystémiques. Les résultats obtenus ont mis en lumière un certain nombre d'avancées mais également de critères clés à prendre en compte dans la restauration des friches industrielles.

1) Le sol un compartiment clé dans la restauration des friches industrielles

1.1) Renaturation des technosols de friches industrielles

Les résultats observés après 1 an témoignent des difficultés de transfert direct de ces techniques sur des technosols de friches industrielles (**manuscrit b**). En effet, aucun impact significatif des différentes approches testées n'a pu être mis en évidence sur les caractéristiques pédologiques ou encore la végétation colonisant les différentes placettes expérimentales. Contrairement aux résultats obtenus par Forey *et al.*, (2018), qui avaient observé une augmentation significative de la production de biomasse végétale dans le cadre de la restauration d'une carrière seulement un an après l'inoculation de communautés de *L. terrestris*, aucun impact de l'inoculation de vers de terre n'a pu être mis en évidence ici sur la végétation. L'inoculation des vers de terre a également été caractérisée par une disparition rapide des traces d'activité des communautés lombriciennes ce qui a potentiellement impacté les résultats obtenus sur la végétation. La sensibilité de ces espèces à la dégradation des sols et les contraintes liées à l'approvisionnement en vers de terre rendent l'inoculation complexe, coûteuse et peu efficace comparée à d'autres techniques. Dans sa forme actuelle, elle ne semble pas être la méthode la plus optimale pour restaurer les sols de friches industrielles.

L'évaluation de la qualité biologique des sols au travers de l'indicateur faunistique QBS (Parisi *et al.*, 2005) montre qu'une approche pluri-compartiments incluant une restauration de la végétation pourrait favoriser à long terme le retour d'une meilleure qualité biologique des sols. Un certain nombre de points critiques dans la restauration des technosols de friches ont cependant été soulevés et sont détaillés dans les paragraphes suivants.

Impacts de la temporalité et du seuil de dégradation

Des résultats limités obtenus après un an bien que peu encourageants sont cohérents avec la littérature scientifique. La temporalité est un facteur important dans la restauration. Moreno-Mateos *et al.* (2012) ont montré au travers d'une méta-analyse de la recherche sur la restauration de zones humides, qu'un retour des dynamiques écologiques naturelles prenait plusieurs années à plusieurs décennies. Dans le cadre de sites fortement dégradés, le retour à cette dynamique peut même s'avérer impossible (Jones et Schmitz,

2009). Dans le cas de la restauration des sols, Capowiez *et al.* (2012), ont observé que même 2 ans après les arrêts des perturbations les caractéristiques physico-chimiques d'un sol impacté par des passages d'engins n'avaient pas changé alors que la faune lombricienne recolonisait déjà le site. Ces résultats témoignent d'une temporalité de restauration qui peut être décalée en fonction des compartiments ou des taxons étudiés. L'absence de résultats significatifs est donc prévisible au bout de seulement une année d'expérimentation. Le choix d'indicateurs présentant des réponses plus rapides aux changements des conditions écologiques, comme les microorganismes (Banning *et al.*, 2011; Harris, 2009), pourrait être proposé pour mesurer des impacts à courts termes. La mesure de l'activité ou de la composition microbienne nécessite cependant une certaine expertise technique et peut être difficile à appliquer ou mesurer à moindre coût par les bureaux d'études ou les maîtres d'ouvrages en charge du suivi des mesures de restauration.

Cette absence de résultats peut également découler de facteurs inhérents aux technosols de friches industrielles comme un seuil de restauration trop élevé pour les techniques de restauration testées ou encore l'impact potentiel de pollutions résiduelles.

La forte compaction de ces sols et le manque de matière organique caractérisés dans le chapitre 2 ont pu en effet représenter une barrière trop importante pour la réalisation du transfert de vers de terre. L'usage passé du site amène également à des questionnements sur l'impact des pollutions sur la survie des lombrics et le succès des mesures de restauration de manière générale. Ces résultats dénotent de la nécessité d'une meilleure compréhension de l'évolution des technosols et de leur trajectoire écologique en l'absence d'interventions. L'intégration encore naissante du sol comme un habitat à part entière dans les mesures de restauration limite l'identification des leviers potentiels qui pourraient faciliter et pérenniser les projets futurs de renaturation de friches industrielles. L'identification de ces leviers est cependant nécessaire à l'atteinte des objectifs de ZAN d'ici à 2050.

Adaptations potentielles des méthodes de restauration utilisées

Au vu des résultats obtenus, il semblerait qu'une restauration rapide des technosols d'une friche industrielle nécessite une approche plus invasive. Le croisement des différentes techniques testées dans le cadre de cette thèse pourrait permettre l'obtention de résultats potentiellement plus significatifs. La scarification bien que présentant des résultats à courts termes permettrait dans un premiers temps une meilleure germination des graines semées (Johansson, 1994; Hille et den Ouden, 2004; Montalvo *et al.*, 2002; Johansson *et al.*, 2013; Bischoff *et al.*, 2018) et un couvert végétal potentiellement plus dense menant ainsi à une restauration plus rapide de la qualité biologique des sols. De plus, la scarification n'a été réalisée que sur la couche très superficielle de sols. Bischoff *et al.* (2018) argumentent que dans le cas de la restauration d'une prairie un labour superficiel est suffisant pour favoriser la germination des graines issues de transferts de foin. Dans le cadre de sols aussi dégradés que les technosols de friches industrielles, un labour plus intense pourrait cependant présenter des résultats plus significatifs (Angel *et al.*, 2018).

Parallèlement, un apport important de matière organique croisé à l'inoculation de communautés lombriciennes pourraient permettre une meilleure survie de ces derniers et potentiellement un impact cumulé à la fois du compost et des lombrics sur les caractéristiques biotiques et abiotiques des sols. Butt *et al.* (2004) ont montré que l'ajout de 20 tonnes de compost par hectare était suffisant pour assurer la

survie des vers de terre inoculés sur des friches industrielles. Cet ajout de matière organique présenterait également des avantages pour la colonisation par le reste de la faune des sols (Ashwood *et al.*, 2018).

1.2) Un compartiment négligé dans les études impacts

Les sols fournissent de nombreux services écosystémiques (Adhikari et Hartemink, 2016) et jouent un rôle primordial dans le bien-être humain. La sélection d'indicateurs dans le cadre de la méthode aHEP montre cependant qu'ils sont souvent négligés ou sous-évalués dans le cadre des études d'impact. Les données disponibles se limitent à une analyse des pollutions et n'incorporent aucune donnée de pédobiodiversité. L'absence de données écologiques mais également pédologiques amènent à minimiser les impacts écologiques des projets d'aménagement. Ce manque représente également un frein important dans le cadre de l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration de la friche de Reichstett. Dans la restauration écologique, mais plus particulièrement encore la restauration des friches industrielles, une meilleure prise en compte des sols et de leur fonctionnement est nécessaire pour la mise en place de méthodes d'ingénierie écologique capables d'influencer à long terme la trajectoire écologique de ces écosystèmes. Les méthodes classiques d'analyse et de prélèvement du sol et de la pédofaune restent pour l'instant techniquement complexes, chronophages et difficilement applicables de manière systématique par les maîtres d'ouvrages et les bureaux d'études.

Le développement d'indicateurs de terrains basés sur par exemple la densité et la répartition en lombricidés (Stroud, 2019) ou encore la présence de certains taxons clés facilement identifiables pourrait représenter un premier pas. Ces indicateurs permettraient l'intégration dans les études d'impacts ou le suivi de mesures de restauration des impacts des mesures d'aménagement sur la biodiversité des sols.

2) Limites et bénéfices de l'application de la méthode aHEP à l'évaluation de la restauration des friches industrielles

Le redéveloppement des friches industrielles est de plus en plus perçu comme un moyen durable pour limiter l'expansion de l'artificialisation des sols et assurer la création d'espaces à caractères de nature en milieu urbain (e.g. Mathey *et al.*, 2015; Cortinovis et Geneletti, 2018; Koch *et al.*, 2018; De Valck *et al.*, 2019; Washbourne *et al.*, 2020; Zhong *et al.*, 2020). Il est reconnu que leur redéveloppement et plus particulièrement encore leur restauration nécessitent l'intégration des impacts potentiels sur les populations locales (Ives et Bekessy, 2015; Krievins *et al.*, 2018). Une approche centrée uniquement sur des thématiques de protection de la biodiversité montre des limites pour la communication des potentiels bénéfices sociaux et engendre, chez certains individus, une surévaluation des potentielles conséquences indésirables de la mise en place de mesures de restauration (e.g. faune sauvage, insécurité etc. ; Matzek et Wilson, 2021). Une approche via les services écosystémiques facilite la communication avec des individus non formés aux problématiques de conservation et montre un impact favorable sur la mise en place de mesures de restauration (Mastek et Wilson, 2021).

2.1) La méthode aHEP pour l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration

Dans le cadre de son application aux mesures de restauration de la friche de Reichstett la méthode aHEP a permis la prise en compte des services écosystémiques d'approvisionnements et culturels, soulignant une quasi-compensation de ces derniers à T+2 ans. Elle a mis en avant la présence d'un bénéfice environnemental avec une augmentation de la production du service d'approvisionnement en espèces végétales sauvages. L'identification des disservices a mis en évidence un impact globalement négatif des mesures de restauration sur la production de ces derniers. Elle met cependant l'accent sur la nécessité d'une réflexion future dans la sélection des espèces végétales semées, que ce soit en termes de composition (diversité en espèce allergènes) ou de densité de plantation (densité en pollen), sur leurs potentiels impacts sanitaires. De manière plus générale, on observe une perte à T+2ans de 9.4 UH. Ces résultats sont à mettre en perspective avec les questionnements de temporalité discutés ci-dessus mais également à des problématiques liées aux objectifs du projet de restauration.

L'intentionnalité joue en effet un rôle important dans les mesures de restauration écologique et influence fortement les résultats obtenus dans l'évaluation. La volonté ici de créer des milieux prairiaux humides, alors que plus de la moitié de la zone humide détruite était composée de fourrés et forêts humides est pertinente au vu du choix des espèces visées par les mesures de restauration. Elle présente cependant des potentielles conséquences dans l'évaluation de l'équivalence en termes de services écosystémiques et peu amener à une diminution des bénéfices mesurés. L'utilisation de l'ARVI a par exemple donné un poids plus important aux milieux forestiers qu'à la prairie. Parallèlement, en plus des facteurs limitants techniques comme le manque de données ou de temps, le choix et la décision de l'évaluateur dans la sélection des indicateurs peut affecter fortement les résultats obtenus. Il est donc important de justifier clairement la pertinence des indicateurs choisis au vu des services évalués pour confirmer que le biais de préférence induit par l'évaluateur est minime.

La méthode aHEP représente donc un outil pertinent pour l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration de friches industrielles. Son application permet l'identification des leviers en faveur d'une optimisation des services écosystémiques et d'une limitation des impacts négatifs sur les populations locales. Il est cependant nécessaire de considérer l'impact des temporalités et des objectifs de la restauration dans l'interprétation des résultats. La méthode aHEP a principalement été appliquée ici pour évaluer, sur la base d'indicateurs biophysiques, les bénéfices environnementaux liés à la restauration des friches. Elle permet cependant via l'utilisation d'indicateurs cette fois-ci monétaires, d'évaluer le coût de la mise en place de mesures de restauration optimales. Un certain nombre de points clés concernant l'application et les limites de la méthode sont soulevés dans les paragraphes suivants.

Evaluation des gains environnementaux et non pas de l'équivalence écologique

Il est important de souligner que bien que la méthode aHEP soit dérivée d'une méthode d'évaluation de l'équivalence, l'objectif dans le cadre de son application au site de Reichstett n'a pas été d'évaluer l'équivalence entre les mesures compensatoires et le site détruit. La méthode ayant une approche centrée sur les services écosystémiques, elle ne peut en aucun cas permettre l'évaluation de l'équivalence comme

cela est considéré dans le triptyque ERC. Elle ne permet pas d'évaluer si les mesures compensatoires compensent bien les pertes en termes de biodiversité associées à l'aménagement du site de Reichstett mais permet de prendre en compte l'impact de ces mesures sur la fourniture en services écosystémiques. Son application vise donc à mesurer si la restauration de la friche amène à des bénéfices en termes de fonctions et de services par rapport à la zone humide détruite mais également par rapport à la friche industrielle réaménagée.

Une des possibilités serait l'utilisation de la méthode aHEP, comme présentée sur le schéma proposé par Jacob *et al.*, (2016) (Introduction, Fig. 12), en complément d'une évaluation de la biodiversité classique. L'application conjointe du triptyque ERC permettrait l'atteinte d'un>NNL à la fois en termes de biodiversité mais également de pérenniser et consolider ces mesures au travers d'une prise en compte des impacts sociaux et l'identification des leviers permettant et l'atteinte d'un>NNL en termes de services écosystémiques.

Prise en compte de la biodiversité ordinaire

L'application de la méthode aHEP a mis en évidence la perte de 12.38 UH qui étaient associées aux habitats présents sur la friche industrielle. A l'opposé des milieux impactés par la destruction de la zone humide, ces derniers ne présentaient pas d'habitat patrimoniaux nécessitant la mise en place de mesures compensatoires mais étaient partie intégrante de la nature ordinaire. Pellegrin *et al.* (2018) définissent la nature ordinaire selon trois critères (i) être une biodiversité non patrimoniale (ii) une biodiversité peu complexe et (iii) une forte dépendance vis-à-vis de la société humaine. Elle représente un maillon clé dans la fonctionnalité des écosystèmes et la production de services écosystémiques par les écosystèmes (Pellegrin *et al.*, 2018). Même si la biodiversité ordinaire est incluse dans l'application du triptyque ERC, elle reste souvent négligée dans les mesures de restauration que ce soit au niveau des impacts des mesures d'aménagement ou de restauration sur ces dernières au détriment des espèces patrimoniales.

Dans le cadre de l'évaluation des bénéfices environnementaux, une évaluation centrée uniquement sur les espèces et habitats patrimoniaux n'est pas pertinente car la majorité des services écosystémiques sont fournis par la biodiversité ordinaire présente sur le site. L'usage des services écosystémiques permet donc de s'affranchir partiellement des problématiques liées aux espèces patrimoniales et de prendre en compte les bénéfices environnementaux issus de la présence et du bon fonctionnement de cette biodiversité ordinaire. Elle permet ainsi l'identification de leviers en faveur du maintien et du moindre impact sur cette dernière.

2.2) Les limites du transfert de la méthode aHEP à une évaluation ex-post de restauration de friches industrielle

Dans le cadre de l'application ex-post aux friches industrielles la méthode aHEP présente un certain nombre de limites :

(i) Le manque de données initiales accessibles a eu pour conséquence de limiter le nombre d'indicateurs applicables favorisant certains services et limitant la précision et pertinence des indicateurs utilisés. Ce manque de données initiales engendre également, comme discuté dans la première partie, l'absence de

prise en compte de certains compartiments et notamment le sol minimisant ainsi la mesure des impacts à compenser mais également potentiellement surestimer les résultats obtenus par la restauration mise en place. Afin de permettre dans l'évaluation une meilleure prise en compte des objectifs du projet de restauration et des conséquences de la limitation forte des données, une pondération des différents services écosystémiques ou indicateurs pourrait s'avérer nécessaire.

(ii) L'intégration des méthodes d'évaluation de l'état de conservation ont permis une évaluation de l'intégrité du milieu et donc de sa capacité à fournir les services écosystémiques associés. Cependant ces méthodes ne sont applicables qu'à un nombre limité d'habitats. Il est nécessaire de développer des indicateurs permettant une évaluation plus intégrative des potentialités écologiques des habitats ne dépendant pas de la DHFF.

(iii) Dans la méthode aHEP une unité d'habitat en vaut une autre. Elle assume ainsi que les bénéfices environnementaux liés à l'approvisionnement en services écosystémiques ne va dépendre que de la qualité de l'habitat pour la production du service donné et de sa superficie. Cependant la rareté de l'habitat dans le paysage global jouent également un rôle primordial (e.g. Lu *et al.*, 2019). La préservation d'un habitat rare de qualité moyenne (e.g. milieux secs et pauvres de friches) représenterait potentiellement un plus grand intérêt pour la conservation de la biodiversité ou la fourniture de services écosystémiques que le maintien d'un écosystème commun dans la région mais en très bon état de conservation. Le choix de l'approche dans les analyses des valeurs d'UH est donc fortement dépendante de l'intentionnalité de l'observateur.

En conclusion, la restauration des friches industrielles représente une réelle opportunité dans le cadre d'un aménagement durable du territoire et l'atteinte des objectifs de zéro artificialisation nette d'ici à 2050. Le nombre d'étude est en encore limité et amène à des lacunes dans la compréhension du fonctionnement et des leviers en faveur de la restauration des friches industrielles (manuscrit A). Une meilleure prise en compte des sols et de leur biodiversité est encore nécessaire pour améliorer les outils d'ingénierie écologique permettant la modification de la trajectoire écologique des friches industrielles, mais également l'adaptation des outils d'évaluation des bénéfices environnementaux associés.

Les méthodes actuelles de restauration des sols, notamment le transfert d'espèces ingénieures, ne sont pas adaptées à une restauration rapide des technosols de friches industrielles qui sont fortement dégradés (manuscrit B). Des approches croisées et multi compartiments incluant les caractéristiques physico-chimiques, la biodiversité des sols, mais également la végétation pourraient être plus pertinentes pour une restauration rapide de la qualité biologique des sols. L'historique de ces technosols et l'absence de résultats observés amènent cependant à un questionnement sur l'impact de potentielles pollutions résiduelles sur le succès des mesures de restauration.

L'ajustement de la méthode aHEP a permis une prise en compte des bénéfices environnementaux liés aux méthodes de restauration mises en place via l'intégration de leurs impacts sur les populations locales au travers de l'évaluation de la fourniture de services écosystémiques. Les résultats montrent une modification rapide de la production de certains services culturels et d'approvisionnement mais également de disservices qui vont être fortement dépendant des habitats créés, des espèces semées et des modes de

gestions mis en place. Cependant l'absence globale de bénéfices environnementaux à T+ 2ans avec la perte de 9.4 UH, principalement liées aux services de régulation, a permis de mettre en avant l'importance des notions de temporalité mais également d'intentionnalité (choix des habitats créé, des indicateurs sélectionnés). Une meilleure prise en compte du contexte paysager pourrait également améliorer la pertinence de la méthode aHEP. Le manque de données lié à une évaluation ex-post et l'origine anthropique de ces habitats a nécessité de nombreux ajustements dans le montage et la sélection des indicateurs. Dans le cadre d'un élargissement de la méthode aHEP au redéveloppement de la friche dans son ensemble d'autres adaptations et une meilleure prise en compte des mesures de gestions s'avèrera nécessaire.

3) Perspectives

3.1) Impacts des pollutions résiduelles

Les méthodes de dépollution appliquées au site de Reichstett ont permis un taux d'abattement important de 80% des polluants hydrocarbonés et l'atteinte d'un seuil de pollutions résiduelles conforme aux futurs usages du site (DGPR, 2017; Taugourdeau *et al.*, 2020; Serpol, 2017). Même si cela semble être un taux d'abattement important cela signifie également que 20% de la pollution initiale est toujours présente dans les sols sous la forme de pollutions résiduelles.

Les données disponibles sur l'impact de ces pollutions résiduelles et de potentielles pollutions cachées sur le succès des méthodes de restauration sont relativement réduites. La présence d'hydrocarbures dans les sols engendre, en quantité suffisante, de multiples impacts négatifs sur différents compartiments biologiques. La végétation peut présenter entre autres des phénomènes de chlorose, de ralentissement de la croissance, de chute de feuilles (Gholizadeh, 2019) ou encore une diminution de la diversité végétale (Robson *et al.*, 2011). Une pollution suffisamment importante présente également des impacts sur la faune des sols et notamment sur sa composition avec la disparition des espèces les plus sensibles (van Straalen, 2004). En revanche, l'impact de pollutions plus diffuses sur le succès de mesures de restauration est moins connu.

Sierra Aragón *et al.* (2019) ont démontré que malgré des mesures de dépollution mises en place, l'ajout de vermicompost dans le cadre de la restauration des sols avait favorisé la fixation de certains métaux (Cd, Zn, Cu), mais également par opposition, augmenté le lessivage et la biodisponibilité d'autres métaux et notamment l'arsenic et le plomb. Dans le cadre du site de Reichstett, 22 éléments métalliques et métalloïdes ont été testés et sont pour la plupart en dessous des seuils de détection de l'appareil (Annexe 4). Même si aucune pollution résiduelle importante n'a pu être observée pour ces éléments sur la zone de compensation, des pollutions à l'arsenic et au nickel qui avaient été détectées lors des études initiales avant dépollution pourraient toujours être présentes de manière localisée (EnvirEauSol, 2015).

En parallèles, les pollutions résiduelles aux hydrocarbures n'ont pas été suivies sur la zone de compensation. Les impacts de ces hydrocarbures résiduels sur la biocénose et les processus naturels de bioremédiation (e.g. bioremédiation microbienne, fixation par la végétation etc...) vont fortement dépendre du type de résidus, de la distribution de ces derniers, des caractéristiques structurales du sol

(e.g. tassement, porosité ; Chen *et al.*, 2015; Patel *et al.*, 2020). Ils vont également dépendre de la présence d'organismes capables d'agir sur ces polluants (Ghosal *et al.*, 2016; Patel *et al.*, 2020). Il n'est pas impossible que les résultats limités des mesures de restauration et la forte diminution de l'activité lombricienne soient associés à la présence de ces pollutions résiduelles. Les conséquences de l'utilisation de vers de terre sur des sites pollués sont partagées. D'un côté la présence de polluants organiques affecte négativement la reproduction la survie, la croissance et la biomasse des vers de terre (Wu *et al.*, 2011; Zeb *et al.*, 2020). A l'opposé, il a également été démontré que l'apport de ces organismes représentaient une réelle opportunité de bioremédiation au travers notamment d'une réactivation de l'activité microbienne (Shi *et al.*, 2020; Sinha *et al.*, 2008; Sivaram *et al.*, 2019; Zeb *et al.*, 2020).

Il serait donc ici intéressant de mesurer si des pollutions résiduelles⁷ en hydrocarbures persistent après la mise en place des mesures de dépollution et d'évaluer l'impact de la concentration ou du type d'hydrocarbure résiduel sur le succès des mesures de restauration (mortalités des lombrics, développement de la végétation, colonisation par la faune des sols). A l'inverse, il serait également à intéressant de connaître les impacts qu'ont eus les méthodes de restaurations testées sur la gestion et le traitement de ces pollutions résiduelles. Les résultats permettraient à long terme le choix de méthodes de restauration et d'ingénierie écologique plus adaptées et qui pourraient potentiellement jouer un rôle dans la gestion de ces pollutions résiduelles. L'application des méthodes utilisées en condition semi-contrôlées avec des taux de pollutions connus permettrait de prendre en compte l'impact réel qu'ont eu ces pollutions résiduelles sur le succès des techniques de restauration pédologiques testées.

3.2) Application de la méthode aHEP à l'ensemble du site

La méthode aHEP a montré son efficacité dans le cadre de l'évaluation des bénéfices environnementaux liés à la restauration écologique de friches industrielles. Cette typologie de redéveloppement ne représente cependant que 18% des cas, limitant la portée de la méthode aHEP ajustée. L'application de la méthode à la reconversion du site dans son ensemble représenterait une avancée intéressante en permettant notamment : (i) l'identification des bénéfices globaux liés à la requalification de friches industrielles et la potentielle intégration du coût monétaire réel de ces redéveloppements (coût financier du redéveloppement + bénéfices environnementaux). (ii) l'identification des leviers en faveur d'une optimisation de la fourniture de services écosystémiques et l'optimisation des bénéfices environnementaux.

De Valck *et al.* (2019) montrent clairement que l'intégration d'infrastructures vertes pourrait, au travers de la fourniture de services écosystémiques, être un levier pertinent pour augmenter significativement les bénéfices environnementaux associés au redéveloppement des friches industrielles. L'application de la méthode aHEP permettrait alors l'identification de l'impact de ces différents leviers d'aménagement permettant une optimisation de la production de bénéfices environnementaux. Le transfert de la méthode à l'ensemble du site va cependant demander des adaptations au niveau des indicateurs sélectionnés,

⁷ Les pollutions résiduelles désignent ici les pollutions restantes après la mise en place des mesures de dépollution classiques. Il est donc ici proposé non pas de tester l'impact des méthodes de restauration sur la dépollution d'une friche industrielle mais plutôt sur la gestion des pollutions résiduelles sur la zone de compensation que les méthodes de dépollutions classiques n'ont pas pu supprimer.

l'identification des services et disservices fournis par l'ensemble des habitats identifiés sur l'écoparc et la sélection et le développement de méthodes de suivi adaptées.

La méthode aHEP a, pour l'instant, été appliquée à des habitats naturels ou présentant une gestion humaine faible (terrains en friches). La prise en compte des différents types de bâti (perméable, imperméable) et des modes de gestions de la végétation (gestions fortes, adaptative, limitée) sera à intégrer dans la sélection des indicateurs. De nombreuses classifications des milieux anthropiques existent déjà, il sera cependant comme pour la méthode développée dans le chapitre 4 nécessaire de croiser ces classifications avec les services écosystémiques fournis afin d'obtenir une classification adaptée à la méthode aHEP. Il sera par exemple nécessaire de définir si certaines structures vertes comme les toitures végétalisées seront à considérer comme des habitats à part entière ou comme des leviers pour favoriser la production de certains services écosystémiques par le bâti.

La construction d'indicateurs composites, à l'image des méthodes d'évaluation de l'état de conservation, pourrait permettre une mesure des potentialités écologiques d'un projet d'aménagement (Alam *et al.*, 2016; Morano *et al.*, 2021) en intégrant à la fois des critères structurels (pourcentage de zone totalement artificialisée, présence de toiture végétalisée, type de toiture végétalisée, présence de structure en faveur de certain services etc...) et de gestion (utilisation de pesticides, gestion de la végétation etc...). Il semble également important d'inclure dans cette évaluation des problématiques paysagères et notamment l'intégration du site évalué dans les trames vertes, bleues et brunes locales. Une solution alternative serait par exemple de tester la transférabilité de certains indicateurs existants (papillons, protocole become, etc. à ces milieux fortement anthropisés. Le développement de ces indicateurs pourrait permettre également une meilleure mesure des services écosystémiques rendus par les friches industrielles et mieux intégrer les impacts liés à leur redéveloppement. Cela pourrait mener à terme à la préservation de certaines friches industrielles qui représenteraient des réservoirs de biodiversité mais également des fournisseurs de services écosystémiques majeurs en milieu urbain.

Références

Aavik, T., Helm, A., (2018). Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal. *Restoration Ecology* 26, 92–102. <https://doi.org/10.1111/rec.12634>

ADEME, (2013). Redéveloppement de friches industrielles prenant en considération le développement durable refrain dd. 112 pages. <https://librairie.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/2053-refrindd-redeveloppement-de-friches-industrielles-prenant-en-consideration-le-developpement-durable.html>
Consulté le 12/10/2021

Adhikari, K., Hartemink, A.E., (2016). Linking soils to ecosystem services – A global review. *Geoderma* 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>

AFES, Baize, D., and Girard, M.-C. (2008). *Référentiel pédologique 2008* (Paris : Editions Quae).

Ala-Hulkko, T., Kotavaara, O., Alahuhta, J., Helle, P., and Hjort, J. (2016). Introducing accessibility analysis in mapping cultural ecosystem services. *Ecological Indicator* 66, 416–427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.013>

Alam, M., Dupras, J., Messier, C., (2016). A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators* 60, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035>

Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

Alker, S., Joy, V., Roberts, P., and Smith, N. (2000). The Definition of Brownfield. *Journal of Environmental Planning and Management* 43(1) : 49–69. <https://doi.org/10.1080/09640560010766>

Alker, S., Stone, C., (2005). Tourism and leisure development on brownfield sites: an opportunity to enhance urban sustainability. *Tourism and Hospitality Planning & Development* 2, 27–38. <https://doi.org/10.1080/14790530500072336>

Allred, M., Baines, S.B., (2016). Effects of wetland plants on denitrification rates: a meta-analysis. *Ecological Applications* 26, 676–685. <https://doi.org/10.1890/14-1525>

Ampoorter, E., Schrijver, A. de, Frenne, P. de, Hermy, M., Verheyen, K., (2011). Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. *Ecological Engineering* 37, 1734–1746. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.007>

Andel, J. van, Aronson, J., (2012). *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd Edition. ed. Wiley–Blackwell, Chichester, West Sussex ; Hoboken, NJ. ISBN 978-1-4443-3636-8

Angel, H.Z., Stovall, J.P., Williams, H.M., Farrish, K.W., Oswald, B.P., Young, J.L., (2018). Surface and Subsurface Tillage Effects on Mine Soil Properties and Vegetative Response. *Soil Science Society of America Journal* 82, 475–482. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.09.0329>

- Angel, S., Parent, J., Civco, D.L., Blei, A., Potere, D., (2011). The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000-2050. *Progress in Planning* 75, 53-107. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2011.04.001>
- Aquabio conseil, (2020). Échantillonnage et traitement au laboratoire de macroinvertébrés et de macrophytes en petit plan d'eau peu profond. https://become.aquabio-conseil.com/DOCS/guide_BECOME.pdf Consulté le 15/10/2021
- Arnold, S.E.J., Comber, C.S.L., Chittka, L., (2009). Flower color phenology in European grassland and woodland habitats, through the eyes of pollinators. *Israel Journal of Plant Sciences* 57, 211-230. <https://doi.org/10.1560/IJPS.57.3.211>
- Aronson, J., Claeys, F., Westerberg, V., Picon, P., Bernard, G., Bocognano, J.-M., de Groot, R., (2012). Steps Towards Sustainability and Tools for Restoring Natural Capital: Etang de Berre (Southern France) Case Study, in: Weinstein, M.P., Turner, R.E. (Eds.), *Sustainability Science: The Emerging Paradigm and the Urban Environment*. Springer, New York, NY, pp. 111-138. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3188-6_6
- Ashby, W.C., (1997). Soil Ripping and Herbicides Enhance Tree and Shrub Restoration on Stripmines. *Restor Ecology* 5, 169-177. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.09720.x>
- Ashwood, F., Butt, K.R., Doick, K.J., Vanguelova, E.I., (2018). Effects of composted green waste on soil quality and tree growth on a reclaimed landfill site. *European Journal of Soil Biology* 87, 46-52. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.05.003>
- Association française pour l'étude du sol, Baize, D., Girard, M.-C., (2008). *Référentiel pédologique 2008*. Editions Quae, Paris. ISBN: 978-2-7592-0186-0
- Avalone, (2018). *Ecoparc Rhéna : Suivi des Ventes et Réservations*. Document non publié
- Bach, E.M., Ramirez, K.S., Fraser, T.D., Wall, D.H., (2020). Soil Biodiversity Integrates Solutions for a Sustainable Future. *Sustainability* 12, 2662. <https://doi.org/10.3390/su12072662>
- Bachelier, G., (1978). *La faune des sols, son écologie et son action*, Initiations, documentations techniques. O.R.S.T.O.M, Paris. I.S.B.N. : 2-7099-0530-2
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services* 5, 27-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Balaguer, L., Escudero, A., Martín-Duque, J.F., Mola, I., Aronson, J., (2014). The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation* 176, 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.007>
- Banning, N.C., Gleeson, D.B., Grigg, A.H., Grant, C.D., Andersen, G.L., Brodie, E.L., Murphy, D.V., (2011). Soil Microbial Community Successional Patterns during Forest Ecosystem Restoration. *Applied and Environmental Microbiology*. <https://doi.org/10.1128/AEM.00764-11>

- Barnaud, C., Antona, M., (2014). Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>
- Bas, A., Gastineau, P., Hay, J., Pioch, S., (2015). Habitat equivalency analysis : estimation de l'équivalence écologique sur la base des services et ressources rendus par l'habitat., dans : *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Paris.
- Bastida, F., Selevsek, N., Torres, I.F., Hernández, T., García, C., (2015). Soil restoration with organic amendments: linking cellular functionality and ecosystem processes. *Scientific Reports* 5, 15550. <https://doi.org/10.1038/srep15550>
- Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W., Berch, S.M., (2004). Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. *Can. J. For. Res.* 34, 1136–1149. <https://doi.org/10.1139/x03-267>
- Bayeur, C., Hennequin, C., Mesbahi, G., and Plantureux, S. (2020). Les prairies permanentes du massif des Vosges Typologie agroécologique et diagnostic prairial. Accessible à : <https://afpf-asso.fr/actualite/guide-les-prairies-permanentes-du-massif-des-vosges-typologie-agroecologique-et-diagnostic-prairial>
Consulté le 02/02/2022
- Bazzaz, F.A., (1991). Habitat Selection in Plants. *The American Naturalist* 137, S116–S130. <https://doi.org/10.1086/285142>
- BBOP, Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), (2009). *Business, biodiversity offsets and BBOP : an overview*. Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), Washington, D.C. ISBN 978-1-932928-29-7
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B., Sizmur, T., (2011). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution* 159, 3269–3282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
- Benayas, J.M., Meltzer, J., de Las Heras-Bravo, D., Cayuela, L., (2017). Potential of pest regulation by insectivorous birds in Mediterranean woody crops. *PLoS One* 12, e0180702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180702>
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10, e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Bento, V.A., Gouveia, C.M., DaCamara, C.C., Libonati, R., Trigo, I.F., (2020). The roles of NDVI and Land Surface Temperature when using the Vegetation Health Index over dry regions. *Global and Planetary Change* 190, 103198. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103198>
- Bezombes, L. (2017). Développement d'un cadre méthodologique pour l'évaluation de l'équivalence écologique : Application dans le contexte de la séquence "Éviter, Réduire, Compenser" en These de doctorat, Université Grenoble Alpes (ComUE). Available from <http://www.theses.fr/2017GREAS044> [accessed 24 March 2021].

- Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbirou, C., Reinert, M.-E., Spiegelberger, T., (2017). Ecological Equivalence Assessment Methods : What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management* 60, 216–230. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0877-5>
- Biedermann, B.S. and R. (2006). Urban brownfields as temporary habitats : driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography* 29(6) : 928–940. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04716.x>.
- Bigard, C., Regnery, B., Pioch, S., Thompson, J.D., (2020). De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité ? Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.17488>
- Bischoff, A., Hoboy, S., Winter, N., Warthemann, G., (2018). Hay and seed transfer to re-establish rare grassland species and communities: How important are date and soil preparation? *Biological Conservation* 221, 182–189. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.033>
- Bissardon, M., Guibal, L., Rameau, J., (1997). Corine biotopes. Types d'habitats français.
- Bissonnais, Y., (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47, 425–437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- Blake, R.J., Woodcock, B.A., Westbury, D.B., Sutton, P., Potts, S.G., (2011). New tools to boost butterfly habitat quality in existing grass buffer strips. *J Insect Conserv* 15, 221–232. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9339-6>
- Blanchart, E., Lavelle, P., Braudeau, E., Le Bissonnais, Y., Valentin, C., (1997). Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire. *Soil Biol. Biochem.*, 5th International Symposium on Earthworm Ecology 29, 431–439. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00042-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00042-9)
- Blasi, S., Menta, C., Balducci, L., Conti, F.D., Petrini, E., Piovesan, G., (2013). Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environ Monit Assess* 185, 1637–1655. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2657-2>
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services: Earthworm impact on ecosystem services. *Eur J Soil Sci* 64, 161–182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Boedeltje, G., ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P., (2002). Applying the seedling-emergence method under waterlogged conditions to detect the seed bank of aquatic plants in submerged sediments. *Aquatic Botany* 72, 121–128. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00224-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00224-8)
- Bokhorst, S., Kardol, P., Bellingham, P.J., Kooyman, R.M., Richardson, S.J., Schmidt, S., Wardle, D.A., (2017). Responses of communities of soil organisms and plants to soil aging at two contrasting long-term chronosequences. *Soil Biology and Biochemistry* 106, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.014>

- Bonthoux, S., Brun, M., Pietro, F.D., Greulich, S., Bouché-Pillon, S., (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning* 132, 79. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>
- Bordt, M., Saner, M., (2019). Which ecosystems provide which services? A meta-analysis of nine selected ecosystem services assessments. *One Ecosystem* 4. <https://doi.org/10.3897/oneeco.4.e31420>
- Bossard, M., Feranec, J., Ouhahel, J., (2000). Corine Land Cover—Technical Guide.
- Bottinelli, N., Henry-des-Tureaux, T., Hallaire, V., Mathieu, J., Benard, Y., Duc Tran, T., Jouquet, P., (2010). Earthworms accelerate soil porosity turnover under watering conditions. *Geoderma* 156, 43–47. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.01.006>
- Bouché, M.B., 1972. Lombriciens de France. Ecologie et systématique, Annales de Zoologie. INRA Editions.
- Bowen, Holly, Jude E. Maul, Michel A. Cavigelli, et Stephanie Yarwood. (2020) « Denitrifier Abundance and Community Composition Linked to Denitrification Activity in an Agricultural and Wetland Soil ». *Applied Soil Ecology* 151 : 103521. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103521>.
- Boyd, J., and Banzhaf, S. (2005). The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. Discussion Paper, Resources For the Future. Available from <https://econpapers.repec.org/paper/rffdpaper/dp-05-22.html> [accessed 24 March 2021].
- Boyd, J., Banzhaf, S., (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics, Ecological Economics of Coastal Disasters* 63, 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Bradshaw, A.D., (1996). Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 3–9. <https://doi.org/10.1139/f95-265>
- Bremner, G., (1990). A Berlese funnel for the rapid extraction of grassland surface macro-arthropods. *New Zealand Entomologist* 13, 76–80. <https://doi.org/10.1080/00779962.1990.9722596>
- Brun, M., Bonthoux, S., Greulich, S., and Pietro, F.D. (2017). Les services de support de diversité floristique rendus par les délaissés urbains. *Environnement Urbain / Urban Environment (Volume 11)*. Réseau Villes Régions Monde. Available from <http://journals.openedition.org/eue/1917> [accessed 15 March 2021].
- Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Roo, B.D., Lesiv, M., Tsendbazar, N.-E., Herold, M., Fritz, S., (2020). Copernicus Global Land Service : Land Cover 100m : collection 3 : epoch 2019 : Globe. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3939050>
- Buisson, E., Jaunatre, R., Regnery, B., Marthe, L., Alignan, J.F., Heckenroth, A., Muller, I., Bernez, I.I., Combroux, I., MOUSSARD, S., Glasser, T., JUND, S., Lelièvre, S., Malaval, S., Gallet, S., (2018). Promoting ecological restoration in France: issues and solutions. *Restoration Ecology* 26, 36–44. <https://doi.org/10.1111/rec.12648>
- Bullock, J., (1998). Community Translocation in Britain: Setting Objectives and Measuring Consequences. *Biological Conservation* 84, 199–214. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00140-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00140-7)

- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., Rey-Benayas, J.M., (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity : conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26, 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Bulot, A., Potard, K., Bureau, F., Bérard, A., Dutoit, T., (2017). Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restoration Ecology* 25, 354–366. <https://doi.org/10.1111/rec.12424>
- Burghardt, W., (1995). Classification Concept of Substrates and Soils from Urban and Industrial Sites, in: Van Den Brink, W.J., Bosman, R., Arendt, F. (Eds.), *Contaminated Soil '95, Soil & Environment*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 187–188. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0415-9_29
- Burghardt, W., Morel, J.L., Zhang, G.-L., (2015). Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). *Soil Science and Plant Nutrition* 61, 3–21. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1046136>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W., (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online* 15, 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Burrow, C., Pernin, C., Lepretre, A., (2018). Influence of connectivity & topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: A field study. *Applied Soil Ecology, HUMUSICA 3 - Reviews, Applications, Tools* 123, 416–419. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.001>
- Burton, V., Moseley, D., Brown, C., Metzger, M.J., Bellamy, P., (2018). Reviewing the evidence base for the effects of woodland expansion on biodiversity and ecosystem services in the United Kingdom. *Forest Ecology and Management* 430, 366–379. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.003>
- Busso, C.A., Perez, D.R., (2019). Opportunities, Limitations and Gaps in the Ecological Restoration of Drylands in Argentina. *Annals of Arid Zone* 57.191–200.
- Butler, D.W., (2009). Planning iterative investment for landscape restoration : Choice of biodiversity indicator makes a difference. *Biological Conservation* 142, 2202–2216. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.023>
- Butt, K.R., (2008). Earthworms in Soil Restoration: Lessons Learned from United Kingdom Case Studies of Land Reclamation. *Restoration Ecology* 16, 637–641. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00483.x>
- Butt, K.R., Frederickson, J., Morris, R.M., (1995). An earthworm cultivation and soil inoculation technique for land restoration. *Ecological Engineering* 4, 1–9. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(93\)E0053-S](https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)E0053-S)
- Butt, K.R., Frederickson, J., Morris, R.M., (1997). The Earthworm Inoculation Unit technique : An integrated system for cultivation and soil-inoculation of earthworms. *Soil Biol. Biochem.*, 5th International Symposium on Earthworm Ecology 29, 251–257. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00053-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00053-3)
- Butt, K.R., Lowe, C.N., Frederickson, J., Moffat, A.J., (2004). The development of sustainable earthworm populations at Calvert landfill site, UK. *Land Degradation & Development* 15, 27–36. <https://doi.org/10.1002/ldr.585>

- Büttner, G., Steenmans, C., Bossard, M., Feranec, J., Kolár, J., (2000). Land Cover – Land Use Mapping within the European Corine Programme, in : Buchroithner, M.F. (Ed.), Remote Sensing for Environmental Data in Albania : A Strategy for Integrated Management, NATO Science Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 89–100. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4357-8_9
- Cadotte, M.W., Tucker, C.M., (2017). Should Environmental Filtering be Abandoned? Trends in Ecology & Evolution 32, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>
- Calhoun, A.J.K., Mushet, D.M., Bell, K.P., Boix, D., Fitzsimons, J.A., Isselin-Nondedeu, F., (2017). Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a ‘disappearing’ ecosystem. Biological Conservation, Small Natural Features 211, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.024>
- Calvet, C., Napoléone, C., Salles, J.-M., (2015). The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics. Sustainability 7, 7357–7378. <https://doi.org/10.3390/su7067357>
- Campagne, C.S., Roche, P.K., and Salles, J.-M. (2018). Looking into Pandora’s Box : Ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. Ecosystem Services 30 : 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.005>.
- Cantuarias-Villessuzanne, C., Audrain-Demey, G., Gillet, L., Guemar, C., Pineau, R., Isabelle, M., (2021). Investissement immobilier et objectif “zéro artificialisation nette” (Research Report). ESPI2R. Accessible sur : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03388021>
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchand, P., Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., (2009). Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. Soil Biology and Biochemistry 41, 711–717. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.006>
- Capowiez, Y., Samartino, S., Cadoux, S., Bouchand, P., Richard, G., Boizard, H., (2012). Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. Soil Biology and Biochemistry 55, 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.013>
- Carabassa, V., Domene, X., Alcañiz, J.M., (2020). Soil restoration using compost-like-outputs and digestates from non-source-separated urban waste as organic amendments: Limitations and opportunities. Journal of Environmental Management 255, 109909. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109909>
- Carlson, J., Saxena, J., Basta, N., Hundal, L., Busalacchi, D., Dick, R.P., (2015). Application of organic amendments to restore degraded soil: effects on soil microbial properties. Environmental Monitoring and Assessment 187, 109. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4293-0>
- Carlson, T.N., Ripley, D.A., (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. Remote Sensing of Environment 62, 241–252. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1)
- Carnino N., (2009). État de conservation des habitats forestiers d’intérêt communautaire à l’échelle du site - Méthode d’évaluation et Guide d’application. Service du patrimoine naturel, Muséum national d’histoire naturelle, Paris, 113 p.

- Casa, A. de la, Ovando, G., Díaz, G., (2021). Linking data of ENSO, NDVI-MODIS and crops yield as a base of an early warning system for agriculture in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 22, 100480. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100480>
- Cattelino, P.J., Noble, I.R., Slatyer, R.O., Kessell, S.R., (1979). Predicting the multiple pathways of plant succession. *Environmental Management* 3, 41–50. <https://doi.org/10.1007/BF01867067>
- CBN de Brest, (2021). CARTE DES GRANDS TYPES DE VÉGÉTATION DE BRETAGNE [WWW Document]. URL <http://www.cbnbrest.fr/observatoire-milieux/cartes-de-repartition/cqtv/carte-des-grands-types-de-vegetation-de-bretagne/la-carte-des-cotes-d-armor> (accessed 8.9.21).
- CGDD - Commissariat général au développement durable (2017). Sites naturels de compensation, un outil prometteur au service de la biodiversité. *Thema essentiel*, décembre 2017, 4pp.
- Chan, K.Y., (2001). An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research* 57, 179–191. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00173-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00173-2)
- Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., Zhang, J., (2015). Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances* 33, 745–755. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.05.003>
- Cheng, X., Van Damme, S., Li, L., Uyttenhove, P., (2019). Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods. *Ecosystem Services* 37, 100925. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100925>
- Choi, Y.D.,(2007). Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology* 15, 351–353. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00224.x>
- Christensen, O.M., Mather, J.G., (2004). Pesticide-induced surface migration by lumbricid earthworms in grassland: life-stage and species differences. *Ecotoxicology and Environmental Safety, Ecological, Physiological, and Physiochemical Factors in Earthworm Ecotoxicology. The Third International Workshop on Earthworm Ecotoxicology* 57, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.007>
- Clause, J., Barot, S., Forey, E., (2016). Earthworms promote greater richness and abundance in the emergence of plant species across a grassland-forest ecotone. *JPECOL* 9, 703–711. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw008>
- Clawson, M., Knetsch, J.L.,(2013). *Economics of Outdoor Recreation*. Routledge.
- Clément, O., Malaval, S., (2019). « Végétal local » : une marque au service des acteurs du territoire. *Sciences Eaux Territoires Numéro* 30, 78–79
- Clemente, R., Hartley, W., Riby, P., Dickinson, N.M., Lepp, N.W., (2010). Trace element mobility in a contaminated soil two years after field-amendment with a greenwaste compost mulch. *Environmental Pollution* 158, 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.006>
- Clewell, A., Aronson, J.,(2013). The SER primer and climate change. *Ecological Management & Restoration* 14, 182–186. <https://doi.org/10.1111/emr.12062>

- Cluzeau, D., Pérès, G., Guernion, M., Chaussod, R., Cortet, J., Fargette, M., Martin-Laurent, F., Mateille, T., Pernin, C., Ponge, J.-F., *et al.* (2009). Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols : exemple du programme pilote à l'échelle régionale, le RMQS BioDiv. *Etude Gest. Sols* 16, 187–201.
- Colding, J., Barthel, S., (2019). Exploring the social-ecological systems discourse 20 years later. *Ecology and Society* 24. <https://doi.org/10.5751/ES-10598-240102>
- Combroux, I., Bornette, G., Willby, N., Amoros, C., (2001). Regenerative strategies of aquatic macrophytes in flood disturbed habitats : the role of the propagule bank. *Archiv fur Hydrobiologie* 152, 215–235.
- Combroux, I.C.S., Bornette, G., Amoros, C., (2002). Plant regenerative strategies after a major disturbance: The case of a riverine wetland restoration. *Wetlands* 22, 234–246. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2002\)022\[0234:PRSAAM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2002)022[0234:PRSAAM]2.0.CO;2)
- Contos, P., Wood, J.L., Murphy, N.P., Gibb, H., (2021). Rewilding with invertebrates and microbes to restore ecosystems : Present trends and future directions. *Ecol. Evol.* 11, 7187–7200. <https://doi.org/10.1002/ece3.7597>
- Cortet, J., Béguiristain, T., Charissou, A.-M., Chenot, E.-D., Corbel, S., Cluzeau, D., Hafeez, F., Hedde, M., Leyval, C., Martin-Laurent, F., Masfaraud, J.-F., Nahmani, J., Piron, D., Schwartz, C., Séré, G., Villenave, C., Watteau, F., (2013). Early colonisation of a constructed Technosol by soil organisms after industrial site reclamation. *Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas. SUITMA 7*. Toruń, 16-20 September 2013. Abstracts. 2013; 7. International Conference of the Working Group on Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas (SUITMA) of International Union of Soil Sciences, Torun, POL, 2013-09-16-2013-09-20, 119-120.
- Cortina-Segarra, J., García-Sánchez, I., Grace, M., Andrés, P., Baker, S., Bullock, C., Decler, K., Dicks, L.V., Fisher, J.L., Frouz, J., Klimkowska, A., Kyriazopoulos, A.P., Moreno-Mateos, D., Rodríguez-González, P.M., Sarkki, S., Ventocilla, J.L., (2021). Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives. *Restoration Ecology* 29, e13346. <https://doi.org/10.1111/rec.13346>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., (2018). Mapping and assessing ecosystem services to support urban planning: A case study on brownfield regeneration in Trento, Italy. *One Ecosystem* 3, e25477. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25477>
- Costanza, R., (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, 350–352. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., (2017). Twenty years of ecosystem services : How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

- Courtney, R., Di Carlo, E., Schmidt, O., (2020). Soil properties and earthworm populations associated with bauxite residue rehabilitation strategies. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 33401–33409. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3973-z>
- Cristofoli, S., Mahy, G., (2010). Restauration écologique: contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 14.
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., (2014). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24, 617–632. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>
- Curry, J.P., Boyle, K.E., (1987). Growth rates, establishment, and effects on herbage yield of introduced earthworms in grassland on reclaimed cutover peat. *Biol. Fertil. Soils* 3, 95–98. <https://doi.org/10.1007/BF00260586>
- Daily, G., Postel, S., Bawa, K., and Kaufman, L. (1997). *Nature's Services : Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press.
- Dale, P.E.R., Knight, J.M., (2008). Wetlands and mosquitoes: a review. *Wetlands Ecol Manage* 16, 255–276. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9098-2>
- Damian, J.M., Pias, O.H. de C., Cherubin, M.R., Fonseca, A.Z. da, Fornari, E.Z., Santi, A.L., (2019). Applying the NDVI from satellite images in delimiting management zones for annual crops. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)* 77. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0055>
- De Almeida, T., Blight, O., Mesléard, F., Bulot, A., Provost, E., Dutoit, T., (2020). Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: Impacts on soil and vegetation. *Biological Conservation* 245, 108547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108547>
- de Araujo Barbosa, C.C., Atkinson, P.M., Dearing, J.A., (2015). Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecological Indicators* 52, 430–443. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.007>
- de Brito, V.L.G., Rech, A.R., Ollerton, J., Sazima, M., (2017). Nectar production, reproductive success and the evolution of generalised pollination within a specialised pollen-rewarding plant family : a case study using *Miconia theizans*. *Plant Syst Evol* 303, 709–718. <https://doi.org/10.1007/s00606-017-1405-z>
- De Carvalho, R.M., Szlafsztein, C.F., (2019). Urban vegetation loss and ecosystem services: The influence on climate regulation and noise and air pollution. *Environmental Pollution* 245, 844–852. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.114>
- De Sousa, C. (2008) *Brownfields Redevelopment and the Quest for Sustainability*. London : Emerald Group Publishing/Elsevier Science/.
- De Sousa, C.A., (2003). Turning brownfields into green space in the City of Toronto. *Landscape and Urban Planning* 62, 181–198. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00149-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00149-4)
- De Valck, J., Beames, A., Liekens, I., Bettens, M., Seuntjens, P., Broekx, S., (2019). Valuing urban ecosystem services in sustainable brownfield redevelopment. *Ecosystem Services* 35, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.006>

- Decaëns, T., Jiménez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J., Lavelle, P., (2006). The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, ICSZ 42, 23–38. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>
- Décret n° 2015-1004 du 18 août 2015 portant application de l'article L. 512-21 du code de l'environnement, JORF n°0191 du 20 août 2015., 2015-1004. Accessible à <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2015/8/18/2015-1004/jo/texte> Consulté le 05/05/2021
- Deeb, M., Groffman, P.M., Blouin, M., Egendorf, S.P., Vergnes, A., Vasenev, V., Cao, D.L., Walsh, D., Morin, T., Séré, G., (2020). Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations. *SOIL* 6, 413–434. <https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>
- Delzons, olivier, Gourdain, P., Siblet, J., Touroult, J., Herard, K., Poncet, L., (2013). L'IQE : un indicateur de biodiversité multi-usages pour les sites aménagés ou à aménager. *Revue d'écologie* 68, 105.
- Derakhshan nejad, Z., Kim, K.-H.,(2018). Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environmental Geochemistry and Health* 40. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z>
- Desrousseaux, M., (2014). La protection juridique de la qualité des sols (These de doctorat). Lyon 3.
- Desrousseaux, M., Schmitt, B., (2018). Réduire l'impact de l'artificialisation des sols. *L'Economie politique* N° 78, 54–68.
- Desrousseaux, M., Schmitt, B., Billet, P., Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., (2019). Artificialised Land and Land Take : What Policies Will Limit Its Expansion and/or Reduce Its Impacts?, in : Ginzky, H., Dooley, E., Heuser, I.L., Kasimbazi, E., Markus, T., Qin, T. (Eds.), *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018*, *International Yearbook of Soil Law and Policy*. Springer International Publishing, Cham, pp. 149–165. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_7
- Desvousges, W.H., Gard, N., Michael, H.J., Chance, A.D., (2018). Habitat and Resource Equivalency Analysis : A Critical Assessment. *Ecological Economics* 143, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.003>
- DGE, Directorate-General for Environment (European Commission), (2021). EU biodiversity strategy for 2030: bringing nature back into our lives. Publications Office of the European Union, LU.
- DGPR, 2017. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Accessible à <http://ssp-infoterre.brgm.fr/methodologie-nationale-gestion-sites-sols-pollues> Consulté le 12/02/22
- Di Menno di Bucchianico, A., Brighetti, M.A., Cattani, G., Costa, C., Cusano, M., De Gironimo, V., Froio, F., Gaddi, R., Pelosi, S., Sfika, I., Travaglini, A., Tripodi, S., (2019). Combined effects of air pollution and allergens in the city of Rome. *Urban Forestry & Urban Greening, Green Infrastructures: Nature Based Solutions for sustainable and resilient cities* 37, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.04.001>
- Ding, Y., Liu, Y., Liu, S., Li, Z., Tan, X., Huang, X., Zeng, G., Zhou, L., Zheng, B., (2016). Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 36, 36. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z>

Directive 2011/92/UE du Parlement européen et du Conseil du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE, 2012., 026.

Directive 92/43/EEC. (1992). Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, 1992. Journal officiel n°L206 p007 -050. Accessible à <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043> Consultée le 02/02/2022

Directive 2000/60/CE (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (Journal officiel n° L327, p. 1-73) Accessible à <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128002b> Consulté le 02/02/2022

Dobbs, C., Vasquez, A., Olave, P., and Olave, M. (2021). Cultural Urban Ecosystem Services. In *Urban Ecology in the Global South*, C.M. Shackleton, S.S. Cilliers, E. Davoren, and M.J. du Toit, eds. (Cham : Springer International Publishing), pp. 245–264.

Doick, K.J., Sellers, G., Castan-Broto, V., Silverthorne, T., (2009). Understanding success in the context of brownfield greening projects: The requirement for outcome evaluation in urban greenspace success assessment. *Urban Forestry & Urban Greening* 8, 163–178. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.05.002>

Downs, P.W., Singer, M.S., Orr, B.K., Diggory, Z.E., Church, T.C., Stella, J.C., (2011). Restoring ecological integrity in highly regulated rivers: the role of baseline data and analytical references. *Environ Manage* 48, 847–864. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9736-y>

Bonneaud, F., (2015). Les unités du paysage-Le Ried Nord. Atlas des paysages d'Alsace. DREAL. 45p Accessible à : <http://www.paysages.alsace.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?article78> Consulté le 01/05/2021

Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., (2018). Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators* 94, 151–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052>

Dumax, N. (2009) Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental. These de doctorat, Strasbourg. Available from <http://www.theses.fr/2009STRA0002> [accessed 24 March 2021].

Dumax, N., Rozan, A., (2011). Using an adapted HEP to assess environmental cost. *Ecological Economics* 72, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.020>

Dumax, N., Rozan, A., Rulleau, B., (2020). "Adapted" Habitat Evaluation Procedure and Choice Experiment : Substitutes or Complements? *Water Econs. Policy* 06, 2050004. <https://doi.org/10.1142/S2382624X20500046>

Dunford, R.W., Ginn, T.C., Desvousges, W.H., (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 48, 49–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.07.011>

Dunger, W., Voigtländer, K.,(2009). Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany - a review. *Soil Org.* 81, 1–51.

Dunn, R.R., (2010). Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. *Biotropica* 42, 555–557. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00698.x>

Dupont, V., Lucas, M., (2017). La loi pour la reconquête de la biodiversité : vers un renforcement du régime juridique de la compensation écologique ? *Cahiers Droit, Sciences & Technologies* 143–165. <https://doi.org/10.4000/cdst.548>

Dutoit, T., Rey, F., (2009). Écologie de la restauration et ingénierie écologique. Enjeux, convergences, applications. *Ingénieries eau-agriculture-territoires* 172.

World Bank. (2005). Waste Management in China: Issues and Recommendations. Urban Development Working Papers. Working Paper No.9. Washington, DC. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/36681>. Consulté le 02/02/2022

Eaton, R.J., Barbercheck, M., Buford, M., Smith, W.,(2004). Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on Collembolan populations. *Pedobiologia* 48, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.10.001>

Ecolor, (2017). AMO relative à la réalisation d'études de faisabilité et d'études préalables à la création d'une zone d'activités sur la partie Est de l'ancienne raffinerie de Reischstett-Vendenheim.

Edelblutte, S., (2011). Que reste-t-il de l'industrie après la désindustrialisation ? De la négation au patrimoine industriel. (What remains after deindustrialization ? From dereliction and denial to industrial heritage). *Bulletin de l'Association de Géographes Français* 88, 150–163. <https://doi.org/10.3406/bagf.2011.8213>

Edwards, A.R., Mortimer, S.R., Lawson, C.S., Westbury, D.B., Harris, S.J., Woodcock, B.A., Brown, V.K., (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* 134, 372–382. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.025>

EEA , (2010). What progress is being made in the redevelopment of brownfields? Disponible sur : <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites/what-progress-is-being-made> Dernier accès : 24/03/2021

Eiffage Chastagner, (2016) Retour d'expérience dépollution fonroche, in : Synthèse Des Opérations de Traitement et Flux de Matériaux Effectués Dans Le Cadre de La Réhabilitation Du Site. BF2 Rheinpark.

Eldridge, D.J., Soliveres, S., (2015). Are shrubs really a sign of declining ecosystem function? Disentangling the myths and truths of woody encroachment in Australia. *Aust. J. Bot.* 62, 594–608. <https://doi.org/10.1071/BT14137>

Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), (2013). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services:*

Challenges and Opportunities: A Global Assessment, 1st ed. 2013. ed. Springer Netherlands : Imprint: Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>

EMS, (2017). La trame verte & bleue de l'Eurométropole de Strasbourg : une réponse à l'érosion de la biodiversité. Strasbourg.eu. 13p. Accessible à <https://www.strasbourgcapousse.eu/app/uploads/2017/07/Trame-verte.pdf> Consulté le 02/02/2022

EnvirEauSol. (2015). Investigations préalables à l'élaboration d'un plan de gestion-Ancienne raffinerie de Reichstett (67) – Investigations sur les sols, les eaux souterraines et les gaz souterrains. 748p

European Commission, Directorate-General for Environment, (2021). EU biodiversity strategy for 2030 : bringing nature back into our lives, Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/048>

European Commission. Directorate-General for the Environment, (2011). The EU biodiversity strategy to 2020. Publications Office, LU.

Evers, C.R., Wardropper, C.B., Branoff, B., Granek, E.F., Hirsch, S.L., Link, T.E., Olivero-Lora, S., Wilson, C., (2018). The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. *Global Ecology and Conservation* 13, e00362. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.e00362>

Eyre, M.D., Luff, M.L., Woodward, J.C., (2003). Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: An important conservation resource? *Journal of Insect Conservation* 7, 223–231. <https://doi.org/10.1023/B:JICO.0000021020.66549.1e>

Farrell, C.A., Aronson, J., Daily, G.C., Hein, L., Obst, C., Woodworth, P., Stout, J.C., (2021). Natural capital approaches: shifting the UN Decade on Ecosystem Restoration from aspiration to reality. *Restoration Ecology* n/a, e13613. <https://doi.org/10.1111/rec.13613>

Farrell, H.L., Léger, A., Breed, M.F., Gornish, E.S., (2020). Restoration, soil organisms, and soil processes : emerging approaches. *Restoration Ecology* 28, S307–S310. <https://doi.org/10.1111/rec.13237>

Fattorini, M., Halle, S., (2004). The dynamic environmental filter model: how do filtering effects change in assembling communities after disturbance, in: *Assembly Rule and Restoration Ecology Bridging the Gap between Theory and Practice*. Island Press, Washington.

Ferber, U., Grimski, D., Millar, K., and Nathanail, P. (2006). Sustainable Brownfield Regeneration : CABERNET Network Report.

Fischer, J., Riechers, M., Loos, J., Martin-Lopez, B., Temperton, V.M., (2021). Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour. *Trends in Ecology & Evolution* 36, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.018>

Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Foley, J.A., (2005). Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Fontaine, M., and Vigna, X. (2019). La désindustrialisation, une histoire en cours. 20 21. Revue d'histoire N° 144(4) : 2–17. Presses de Sciences Po.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), (2006). World reference base for soil resources, 2006: a framework for international classification, correlation, and communication, 2006 ed. ed, World soil resources reports. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. ISBN 92-5-105511-4; Accessible à <http://wwwuser.gwdg.de/~kuzyakov/soilrus/wrb2006final.pdf> Consulté le 02/02/2022

Food and Agriculture Organization, (2014). World reference base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO, Rome. ISBN 978-92-5-108369-7 Accessible à <https://www.fao.org/3/i3794en/i3794en.pdf> Consulté le 02/02/2022

Forey, E., Barot, S., Decaëns, T., Langlois, E., Laossi, K.-R., Margerie, P., Scheu, S., Eisenhauer, N., (2011). Importance of earthworm–seed interactions for the composition and structure of plant communities : A review. Acta Oecologica, Frugivores and Seed Dispersal : Mechanisms and Consequences of a Key Interaction for Biodiversity 37, 594–603. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.001>

Forey, E., Chauvat, M., Coulibaly, S.F.M., Langlois, E., Barot, S., Clause, J., (2018). Inoculation of an ecosystem engineer (Earthworm: Lumbricus terrestris) during experimental grassland restoration: Consequences for above and belowground soil compartments. Applied Soil Ecology 125, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.021>

Fosse, J., Belaunde, J., Dégremont, M., Gémillet, A.,(2019). Objectif « Zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ? Accessible à <https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/fs-rapport-2019-artificialisation-juillet.pdf> Consulté le 02/02/2022

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Witt, A., Makeschin, F., (2013). Assessment of landscape aesthetics—Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. Ecological Indicators 32, 222–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.026>

Frank, S., Fürst, C., Witt, A., Koschke, L., Makeschin, F., (2014). Making use of the ecosystem services concept in regional planning—trade-offs from reducing water erosion. Landscape Ecology 29, 1377–1391. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9992-3>

Frankham, R., (2006). Genetics and landscape connectivity, in: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), Connectivity Conservation, Conservation Biology Series. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 72–96. <https://doi.org/10.2277/0521857066>

Frantz, D., (2019). FORCE—Landsat + Sentinel-2 Analysis Ready Data and Beyond. Remote Sensing 11, 1124. <https://doi.org/10.3390/rs11091124>

Frazão, J., de Goede, R.G.M., Salánki, T.E., Brussaard, L., Faber, J.H., Hedde, M., Pulleman, M.M., (2019). Responses of earthworm communities to crop residue management after inoculation of the earthworm Lumbricus terrestris (Linnaeus, 1758). Applied Soil Ecology 142, 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.022>

Fromm, H., Winter, K., Filser, J., Hantschel, R., Beese, F., (1993). The influence of soil type and cultivation system on the spatial distributions of the soil fauna and microorganisms and their interactions. *Geoderma* 60, 109–118. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90021-C](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90021-C)

Frouz, J., Jílková, V., Cajthaml, T., Pižl, V., Tajovský, K., Háněl, L., Burešová, A., Šimáčková, H., Kolaříková, K., Franklin, J., Nawrot, J., Groninger, J.W., Stahl, P.D., (2013). Soil biota in post-mining sites along a climatic gradient in the USA: Simple communities in shortgrass prairie recover faster than complex communities in tallgrass prairie and forest. *Soil Biology and Biochemistry* 67, 212–225. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.025>

Fusaro, S., Gavinelli, F., Lazzarini, F., Paoletti, M.G., (2018). Soil Biological Quality Index based on earthworms (QBS-e). A new way to use earthworms as bioindicators in agroecosystems. *Ecological Indicators* 93, 1276–1292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.007>

Galli, L., Capurro, M., Menta, C., Rellini, I., (2014). Is the QBS-ar index a good tool to detect the soil quality in Mediterranean areas? A cork tree *Quercus suber* L. (Fagaceae) wood as a case of study. *Italian Journal of Zoology* 81, 126–135. <https://doi.org/10.1080/11250003.2013.875601>

Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., Dixon, K.W., (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27, S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Garbach, K., Milder, J.C., DeClerck, F.A.J., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., (2017). Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability* 15, 11–28. <https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>

Garcia-Ayllon, S., Radke, J., (2021). Geostatistical Analysis of the Spatial Correlation between Territorial Anthropization and Flooding Vulnerability: Application to the DANA Phenomenon in a Mediterranean Watershed. *Applied Sciences* 11, 809. <https://doi.org/10.3390/app11020809>

Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot C., Quétier, F., Tourout, J., Barnaud, G., (2016). Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides – version 1.0. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. Onema, MNHN, p. 310. Rapp

Gayet, G., Baptist, F., Caessteker, P., Clément, J.-C., Fossey, M., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot, C., Quétier, F., (2018). Chapter 5.2 - Wetland Assessment in France—Development, Validation, and Application of a New Method Based on Functions, in : Dorney, J., Savage, R., Tiner, R.W., Adamus, P. (Eds.), *Wetland and Stream Rapid Assessments*. Academic Press, pp. 495–509. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805091-0.00053-0>

Georisques.gouv,. (2020) Sites et sols pollués (ou potentiellement pollués). Accessible à <https://www.georisques.gouv.fr/donnees/bases-de-donnees/sites-et-sols-pollues-ou-potentiellement-pollues> Consulté le 02/02/2020

- Gholizadeh, A., Kopačková, V., (2019). Detecting vegetation stress as a soil contamination proxy: a review of optical proximal and remote sensing techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16, 2511–2524. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02310-w>
- Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T.K., Ahn, Y., 2016. Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology* 7. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369>
- Gilbert, A.J., Janssen, R., (1998). Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. *Ecological Economics* 25, 323–346. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00064-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00064-5)
- Gilby, B.L., Olds, A.D., Connolly, R.M., Henderson, C.J., Schlacher, T.A., (2018). Spatial Restoration Ecology: Placing Restoration in a Landscape Context. *BioScience* 68, 1007–1019. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy126>
- Glasson, J., Therivel, R., (2019). *Introduction to Environmental Impact Assessment*, 5th ed. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9780429470738>
- Gobert, J., (2015). Chapitre 3 : Mesures compensatoires socio-environnementales et ion sociale, dans : *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Quae, Versailles, pp. 34–44.
- Gonçalves, F., Nunes, C., Carlos, C., López, Á., Oliveira, I., Crespí, Á., Teixeira, B., Pinto, R., Costa, C.A., Torres, L., (2020). Do soil management practices affect the activity density, diversity, and stability of soil arthropods in vineyards? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 294, 106863. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106863>
- Gontier, M., Balfors, B., Mörtberg, U., (2006). Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26, 268–286. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.09.001>
- Grard, B.J.-P., Chenu, C., Manouchehri, N., Houot, S., Frascaria-Lacoste, N., Aubry, C., (2017). Rooftop farming on urban waste provides many ecosystem services. *Agron. Sustain. Dev.* 38, 2. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0474-2>
- Gregorová, B., Hronček, P., Tometzová, D., Molokáč, M., Čech, V., (2020). Transforming Brownfields as Tourism Destinations and Their Sustainability on the Example of Slovakia. *Sustainability* 12, 10569. <https://doi.org/10.3390/su122410569>
- Grimski, D., Ferber, U., (2001). Urban brownfields in Europe. *Land contamination & reclamation* 9, 143–148.
- Guiral C., 2013. Les valeurs de la biodiversité : un regard sur les approches et le positionnement des acteurs, rapport FRB, série expertise et synthèse, 53 p. Accessible à <https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2019/10/FRB-Rapport-valeurs-biodiversite-2.pdf> Consulté le 02/02/2022

Haines-Young, R. and Potschin, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003 Accessible à https://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/CICES%20V43_Revised%20Final_Report_29012013.pdf Consulté le 02/02/2022

Haines-Young, R., and Potschin-Young, M. (2010). Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Report to the European Environment Agency.

Haines-Young, R., Potschin, M., (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in : Frid, C.L.J., Raffaelli, D.G. (Eds.), *Ecosystem Ecology : A New Synthesis*, Ecological Reviews. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>

Haines-Young, R., Potschin-Young, M., (2018). Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief. *One Ecosystem* 3, e27108. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>

Hamza, M.A., Anderson, W.K., (2005). Soil compaction in cropping systems. *Soil Tillage Res.* 82, 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>

Hanley, N., Shogren, J.F., White, B., (2007). *Environmental economics in theory and practice*. Palgrave Macmillan, Basingstoke, UK.

Hansen, Amy T., Christine L. Dolph, Efi Foufoula-Georgiou, et Jacques C. Finlay (2018). « Contribution of Wetlands to Nitrate Removal at the Watershed Scale ». *Nature Geoscience* 11, no 2 : 127–132. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0056-6>.

Hao, C.Y., and Guo, Z.Z. (2010). Research on Ecological Restoration Modes of Wangzhuang Coal Mine in Shanxi Province. In *PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL CONFERENCE ON RESOURCE ENVIRONMENT AND INFORMATION TECHNOLOGY IN 2010 (REIT' 2010)*. Edited by Liu, X and Yang, Z and Liu, F. pp. 122–126.

Harrington, R., Anton, C., Dawson, T.P., de Bello, F., Feld, C.K., Haslett, J.R., Kluvánková-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G.W., Rounsevell, M.D.A., Samways, M.J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J.H., Vandewalle, M., Zobel, M., Harrison, P.A., (2010). Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodivers Conserv* 19, 2773–2790. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9834-9>

Harris, J., 2009. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers? *Science* 325, 573–574. <https://doi.org/10.1126/science.1172975>

Hartig, J.H., Krueger, A., Rice, K., Niswander, S.F., Jenkins, B., Norwood, G., 2012. Transformation of an Industrial Brownfield into an Ecological Buffer for Michigan's Only Ramsar Wetland of International Importance. *SUSTAINABILITY* 4, 1043–1058. <https://doi.org/10.3390/su4051043>

Hartley, W., Dickinson, N.M., Riby, P., Shutes, B., (2012). Sustainable ecological restoration of brownfield sites through engineering or managed natural attenuation? A case study from Northwest England. *ECOLOGICAL ENGINEERING* 40, 70–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.020>

- Hay, J., (2015). Chapitre 6 : Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité, in: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement. Analyse Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*. Quae, Versailles, pp. 66–77.
- Hector, A., Sindt, A., and Schwoertzig, E. (2017). Le tissu naturel urbain de la ville de Strasbourg ou comment modéliser la reconnexion des parcs de la ville grâce à l'Écureuil et aux Noctules. In *Journée Graphab*, (Paris, France), p.
- Hedde, M., Nahmani, J., Séré, G., Auclerc, A., Cortet, J., (2019). Early colonization of constructed Technosols by macro-invertebrates. *J Soils Sediments* 19, 3193–3203. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2142-9>
- Hein, L., Bagstad, K., Edens, B., Obst, C., Jong, R. de, Lesschen, J.P., (2016). Defining Ecosystem Assets for Natural Capital Accounting. *PLOS ONE* 11, e0164460. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164460>
- Hille, M., den Ouden, J., (2004). Improved recruitment and early growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings after fire and soil scarification. *Eur J Forest Res* 123, 213–218. <https://doi.org/10.1007/s10342-004-0036-4>
- Hiller, D.A., (2000). Properties of Urbic Anthrosols from an abandoned shunting yard in the Ruhr area, Germany. *CATENA* 39, 245–266. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00081-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00081-3)
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., (2009). Novel ecosystems : implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 599–605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Holden, J., Grayson, R.P., Berdeni, D., Bird, S., Chapman, P.J., Edmondson, J.L., Firbank, L.G., Helgason, T., Hodson, M.E., Hunt, S.F.P., Jones, D.T., Lappage, M.G., Marshall-Harries, E., Nelson, M., Prendergast-Miller, M., Shaw, H., Wade, R.N., Leake, J.R., (2019). The role of hedgerows in soil functioning within agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 273, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.027>
- Holgerson, M.A., (2015). Drivers of carbon dioxide and methane supersaturation in small, temporary ponds. *Biogeochemistry* 124, 305–318. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0099-y>
- Horváth, A., Csáki, P., Szita, R., Kalicz, P., Gribovszki, Z., Bidló, A., Bolodár-Varga, B., Balázs, P., Winkler, D., (2021). A Complex Soil Ecological Approach in a Sustainable Urban Environment: Soil Properties and Soil Biological Quality. *Minerals* 11, 704. <https://doi.org/10.3390/min11070704>
- Howard, J.L., (2021). Chapter One - Urban anthropogenic soils—A review, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 1–57. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.08.001>
- Hu, Y.-F., Peng, J.-J., Yuan, S., Shu, X.-Y., Jiang, S.-L., Pu, Q., Ma, K.-Y., Yuan, C.-M., Chen, G.-D., Xiao, H.-H., (2016). Influence of ecological restoration on vegetation and soil microbiological properties in Alpine-cold semi-humid desertified land. *Ecological Engineering* 94, 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.061>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J.P., Wang, Y., Shao, G., (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *J. For. Res.* 32, 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>

- Hunter, P., (2014). Brown is the new green. *EMBO reports* 15, 1238–1242. <https://doi.org/10.15252/embr.201439736>
- Ichter, J., Savio, L., and Poncet, L. (2012). Synthèse des expériences européennes de cartographie de la végétation (Programme CarHAB) (Paris : SPN-MNHN-MEDDE).
- Iftekhar, M.S., Polyakov, M., Ansell, D., Gibson, F., Kay, G.M., (2017). How economics can further the success of ecological restoration. *Conservation Biology* 31, 261–268. <https://doi.org/10.1111/cobi.12778>
- INRA, 2018 (2018). Alimentation des ruminants : Apports nutritionnels - Besoins et réponses des animaux - Rationnement - Tables des valeurs des aliments (Versailles : Editions QUAE GIE).
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES (2016). Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production (Zenodo). Accessible à <https://zenodo.org/record/3402857> Consulté le 02/02/2022
- Ives, C.D., Bekessy, S.A., (2015). The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13, 568–573. <https://doi.org/10.1890/150021>
- Jacek, G., Combroux, I., (2017). Rapport d'étude sur les potentialités de récréation de zones humides au niveau de l'ancien site de la raffinerie de Reichstett. Rapport non publique.
- Jacek, G., Rozan, A., Desrousseaux, M., Combroux, I., (2021). Brownfields over the years: from definition to sustainable reuse. *Environmental Reviews*. er-2021-0017. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0017>
- Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., Calvet, C., (2016). Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services* 21, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010>
- Jaunatre, R., Buisson, E., Dutoit, T.,(2014). Can ecological engineering restore Mediterranean rangeland after intensive cultivation? A large-scale experiment in southern France. *Ecological Engineering* 64, 202–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.022>
- Jiricka, A., Pröbstl, U., (2009). One common way – The strategic and methodological influence on environmental planning across Europe. *Environmental Impact Assessment Review* 29, 379–389. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.02.001>
- Johansson, K., Nilsson, U., Örlander, G., (2013). A comparison of long-term effects of scarification methods on the establishment of Norway spruce. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 86, 91–98. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps062>
- Johansson, M., (1994). The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9, 170–179. <https://doi.org/10.1080/02827589409382828>
- Jolivet, C.C., Arrouays, D., Boulonne, L., Ratié, C., and Saby, N. (2006). Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS) Etat d'avancement et premiers résultats. *Étude Gest. Sols* 13, 149–164.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., (1997). Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. *Ecology* 78, 1946–1957. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1946:PANE00\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANE00]2.0.CO;2)

Jones, H.P., Jones, P.C., Barbier, E.B., Blackburn, R.C., Rey Benayas, J.M., Holl, K.D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Mateos, D.M., (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proc. R. Soc. B.* 285, 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>

Jones, H.P., Schmitz, O.J., (2009). Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. *PLOS ONE* 4, e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>

Jouquet, P., Blanchart, E., Capowiez, Y., (2014). Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology* 73, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.004>

Jouquet, P., Dauber, J., Lagerlöf, J., Lavelle, P., Lepage, M.,(2006). Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology* 32, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.07.004>

Jourda, G., (2020). N°700 SÉNAT SESSION EXTRAORDINAIRE DE 2019-2020 Rapport fait au nom de la commission d'enquête (1) sur les problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières, et sur les politiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sols. <http://www.senat.fr/rap/r19-700-1/r19-700-11.pdf> Consulté le 02/02/2022

Journal officiel du 16/12/1998 Accessible via : <http://www.culture.fr/franceterme/terme/CULT379> (Dernier accès :24/03/2021)

Kaiser, D., Lepage, M., Konaté, S., Linsenmair, K.E., (2017). Ecosystem services of termites (Blattoidea: Termitoidea) in the traditional soil restoration and cropping system Zaï in northern Burkina Faso (West Africa). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 236, 198–211. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.023>

Kalnicky, D.J., Singhvi, R., (2001). Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials, On-site Analysis* 83, 93–122. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(00\)00330-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(00)00330-7)

Kandziora, M., Burkhard, B., and Müller, F. (2013b). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., (2013a). Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services, Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.001>

Kaufman, Y.J., and Tanre, D. (1992). Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing.* 30, 261–270. <https://doi.org/10.1109/36.134076>

Kearns, C.A., Inouye, D.W., Waser, N.M., (1998). Endangered Mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 83–112. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.83>

Ketterings, Q.M., Blair, J.M., Marinissen, J.C.Y., (1997). Effects of earthworms on soil aggregate stability and carbon and nitrogen storage in a legume cover crop agroecosystem. *Soil Biol. Biochem.*, 5th International Symposium on Earthworm Ecology 29, 401–408. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00102-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00102-2)

- Kida, K., Kawahigashi, M.,(2015). Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo. *Soil Science and Plant Nutrition* 61, 135–146. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1048182>
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L., Hölzel, N., (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11, 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., (2010). Development by design : blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 261–266. <https://doi.org/10.1890/090005>
- Kinyua, D., McGeoch, L.E., Georgiadis, N., Young, T.P.,(2010). Short-Term and Long-Term Effects of Soil Ripping, Seeding, and Fertilization on the Restoration of a Tropical Rangeland. *Restoration Ecology* 18, 226–233. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00594.x>
- Knoepp, J.D., Coleman, D.C., Crossley, D.A., Clark, J.S., (2000). Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management* 138, 357–368. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00424-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00424-2)
- Koch, F., Bilke, L., Helbig, C., Schlink, U.,(2018). Compact or cool? The impact of brownfield redevelopment on inner-city micro climate. *Sustainable Cities and Society* 38, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.11.021>
- Kosanic, A., Petzold, J., (2020). A systematic review of cultural ecosystem services and human wellbeing. *Ecosystem Services* 45, 101168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101168>
- Koul, B., Taak, P.,(2018). In Situ Soil Remediation Strategies, in: Koul, B., Taak, P. (Eds.), *Biotechnological Strategies for Effective Remediation of Polluted Soils*. Springer, Singapore, pp. 59–75. https://doi.org/10.1007/978-981-13-2420-8_3
- Kraft, N.J.B., Adler, P.B., Godoy, O., James, E.C., Fuller, S., Levine, J.M.,(2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29, 592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Kremer, M., Rieb, J.-P., Rebholtz, C., Delecolle, J.-C., (1978). Écologie des Cératopogonidés de la plaine d'Alsace - I. - Le genre *Culicoides* des sols humides du Ried. *Ann. Parasitol. Hum. Comp.* 53, 101–115. <https://doi.org/10.1051/parasite/1978531101>
- Kremer, M., Rieb, J.-P., Rebholtz, C., Delecolle, J.-C., (1978). Écologie des Cératopogonidés de la plaine d'Alsace - I. - Le genre *Culicoides* des sols humides du Ried. *Annales de parasitologie humaine et comparée* 53, 101–115. <https://doi.org/10.1051/parasite/1978531101>
- Kriegler, F., Malila, W., Nalepka, R., and Richardson, W. (1969). Preprocessing Transformations and Their Effects on Multispectral Recognition. Undefined.
- Krievins, K., Plummer, R., Baird, J.,(2018). Building Resilience in Ecological Restoration Processes: A Social-Ecological Perspective. *Ecological Rest.* 36, 195–207. <https://doi.org/10.3368/er.36.3.195>

- Kumar, R., Hwang, J.-S., (2006). Larvicidal efficiency of aquatic predators : A perspective for mosquito biocontrol. *Zoological Studies* 447–466.
- Kureel, N., Sarup, J., Matin, S., Goswami, S., Kureel, K., (2021). Modelling vegetation health and stress using hyperspectral remote sensing data. *Model. Earth Syst. Environ.* <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01113-8>
- La Puma, I.P., Philippi, T.E., Oberbauer, S.F., (2007). Relating NDVI to ecosystem CO₂ exchange patterns in response to season length and soil warming manipulations in arctic Alaska. *Remote Sensing of Environment* 109, 225–236. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.01.001>
- La Rosa, D., Spyra, M., Inostroza, L., (2016). Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. *Ecological Indicators* 61, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.028>
- Laaidi, M., Chinet, T., Aegerter, P., (2011). Allergies au pollen, pollution et climat : revue de la littérature. *Revue Française d'Allergologie* 51, 622–628. <https://doi.org/10.1016/j.reval.2011.05.004>
- Lacey, J.E. (2008). Deep-Ripping and Decompaction. Accessible sur : https://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/infildecom08.pdf Consulté le 09/2021
- Lal, R., (2008). Carbon sequestration. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 815–830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
- Laurent, J.Y., Albrecht, A., (1993). The laser diffraction for particle size determination : applications for soils, aggregates and soil losses. L'utilisation de la diffraction laser pour la détermination de la granulométrie: Application aux sols, agrégats et pertes en terre. <https://doi.org/10.22004/AG.ECON.258882>
- Lawrence, A.P., Bowers, M.A., (2002). A test of the 'hot' mustard extraction method of sampling earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 549–552. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00211-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00211-5)
- Le Floch, E., Aronson, J., (1995). Ecologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Sociétés* 3, 29–35.
- Lee, H., Lautenbach, S., (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators* 66, 340–351. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>
- Leon, Arturo S., Yun Tang, Duan Chen, Ahmet Yolcu, Craig Glennie, et Steven C. Pennings. (2018) « Dynamic Management of Water Storage for Flood Control in a Wetland System : A Case Study in Texas ». *Water* 10, no 3 : 325. <https://doi.org/10.3390/w10030325>.
- Leopold, A., Callicott, J.B., Freyfogle, E.T., (2001). *For the health of the land : previously unpublished essays and other writings*. Island Press [for] Shearwater Books, Washington, D.C.; [Great Britain] ISBN : 978-1-55963-764.
- Lesk, C., Rowhani, P., Ramankutty, N., (2016). Influence of extreme weather disasters on global crop production. *Nature* 529, 84–87. <https://doi.org/10.1038/nature16467>
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S., (2015). Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité.

Levrel, H., Guillet, F., Lombard-Latune, J., Delforge, P., Frascaria-Lacoste, N., (2018). Application de la séquence éviter-réduire-compenser en France : le principe d'additionnalité mis à mal par 5 dérives. *vertigo* 18.

Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P., Pioch, S., (2012a). Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité. *Nat. Sci. Soc.* 20, 16–29. <https://doi.org/10.1051/nss/2012003>

Levrel, H., Pioch, S., Spieler, R., (2012b). Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy* 36, 1202–1210. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.03.004>

Li, J., Shao, X., Huang, D., Shang, J., Liu, K., Zhang, Q., Yang, X., Li, H., He, Y., (2020). The addition of organic carbon and nitrogen accelerates the restoration of soil system of degraded alpine grassland in Qinghai-Tibet Plateau. *Ecol. Eng.* 158, 106084. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106084>

Li, R., Kan, S., Zhu, M., Chen, J., Ai, X., Chen, Z., Zhang, J., Ai, Y., (2018). Effect of different vegetation restoration types on fundamental parameters, structural characteristics and the soil quality index of artificial soil. *Soil and Tillage Research* 184, 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.06.010>

Li, X., Bardos, P., Cundy, A.B., Harder, M.K., Doick, K.J., Norrman, J., Williams, S., Chen, W., (2019). Using a conceptual site model for assessing the sustainability of brownfield regeneration for a soft reuse: A case study of Port Sunlight River Park (U.K.). *Science of The Total Environment* 652, 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.278>

Limasset, E., Fourny, S., Collet, J.-L., Michel, P., Alary, C., Laboudigue, A., (2015). Approche REFRINdd pour accompagner les acteurs de la requalification des friches industrielles potentiellement polluées dans une démarche durable : guide méthodologique et prototype d'outil d'accompagnement. ADEME.

Liu, T., Chen, X., Hu, F., Ran, W., Shen, Q., Li, H., Whalen, J.K.,(2016). Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: Evidence from a meta-analysis of nematode communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.015>

Liu, Z., He, C., Wu, J.,(2016). The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities. *PLOS ONE* 11, e0154613. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>

Lizet, B. (2010). Du terrain vague à la friche paysagée. *Ethnologie française* Vol. 40(4) : 597–608. Presses Universitaires de France.

LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets (1), 2021. , 2021-1104. Accessible à <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924> Consultée le 02/02/2022

LOI n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, 1976. Accessible à <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGIARTI000006846453/1976-07-13/> Consulté le 02/02/2022

LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (1), 2016. 2016-1087. Accessible à <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000033016237> Consulté le 02/02/2022

Lombi, E., Wenzel, W., Adriano, D., (1998). Soil contamination, risk reduction and remediation. *Land Contamination and Reclamation* 6.

Lord, R., Sakrabani, R., (2019). Ten-year legacy of organic carbon in non-agricultural (brownfield) soils restored using green waste compost exceeds 4 per mille per annum: Benefits and trade-offs of a circular economy approach. *Science of The Total Environment* 686, 1057–1068. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.174>

Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I., Callaway, R.M., (2004). Rethinking plant community theory. *Oikos* 107, 433–438. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>

Loures, L., (2015). Post-industrial landscapes as drivers for urban redevelopment: Public versus expert perspectives towards the benefits and barriers of the reuse of post-industrial sites in urban areas. *Habitat International, Special Issue: Exploratory Spatial Analysis of Urban Habitats* 45, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.06.028>

Loures, L., Vaz, E., (2018). Exploring expert perception towards brownfield redevelopment benefits according to their typology. *Habitat International* 72, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2016.11.003>

Lu, Y., Li, Q., Xu, P., Wang, Y., (2019). Incorporating Rarity and Accessibility Factors into the Cultural Ecosystem Services Assessment in Mountainous Areas: A Case Study in the Upper Reaches of the Minjiang River. *Sustainability* 11, 2203. <https://doi.org/10.3390/su11082203>

Luiza Silva Spínola, A., Philippi, A., Tomerius, S., (2010). Contaminated sites and brownfield management: State of art in Brazil and in Germany. *Management of Environmental Quality: An International Journal* 21, 299–307. <https://doi.org/10.1108/14777831011036867>

Lyytimäki, J., Sipilä, M., (2009). Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening* 8, 309–315. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.09.003>

Maciejewski L., Seytre L., Van Es J., Dupont P., (2015). État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 3. Avril 2015. Rapport SPN 2015 - 43, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 194 pp.

Maciejewski, L., Lepareur, F., Viry, D., Bensettiti, F., Puissauve, R., Touroult, J., (2016). État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'écologie* 71, 3–20.

Madej, G., Barczyk, G., Gdawiec, M., (2011). Evaluation of Soil Biological Quality Index (QBS-ar): Its Sensitivity and Usefulness in the Post-Mining Chronosequence - Preliminary Research.

- Maila, M.P., Cloete, T.E., (2004). Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: Are simplicity and cost-effectiveness the only advantages? *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 3, 349–360. <https://doi.org/10.1007/s11157-004-6653-z>
- Maltby, E., Ormerod, S., Acreman, M., Blackwell, M., Durance, I., Everard, M., Morris, J., Spray, C., Biggs, J., Boon, P., Brierley, B., Brown, L., Burn, A., Clarke, S., Diack, I., Duigan, C., Dunbar, M., Gilvear, D., Gurnell, A., and Ward, R. (2011). *Freshwaters- Openwaters, Wetlands and Floodplains*. pp. 295–360.
- Mandle, L., Douglass, J., Lozano, J.S., Sharp, R.P., Vogl, A.L., Denu, D., Walschburger, T., Tallis, H.,(2016). OPAL: An open-source software tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and mitigation decisions. *Environmental Modelling & Software* 84, 121–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.008>
- Manning, A., Eldridge, D., Jones, C.G.,(2015). *Policy implications of ecosystem engineering for multiple ecosystem benefits*. CSIRO Publishing. ISBN 978-1-4863-0301-4
- Marando, F., Salvatori, E., Sebastiani, A., Fusaro, L., Manes, F., (2019). Regulating Ecosystem Services and Green Infrastructure: assessment of Urban Heat Island effect mitigation in the municipality of Rome, Italy. *Ecological Modelling* 392, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.011>
- Marchand, L., Castagneyrol, B., Jiménez, J.J., Rey Benayas, J.M., Benot, M.-L., Martínez-Ruiz, C., Alday, J.G., Jaunatre, R., Dutoit, T., Buisson, E., Mench, M., Alard, D., Corcket, E., Comin, F., (2021). Conceptual and methodological issues in estimating the success of ecological restoration. *Ecological Indicators* 123, 107362. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107362>
- Marcotullio, P.J., Braimoh, A.K., Onishi, T.,(2008). The Impact of Urbanization on Soils, in: Braimoh, A.K., Vlek, P.L.G. (Eds.), *Land Use and Soil Resources*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 201–250. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6778-5_10
- Maris, V., (2014). *Nature à vendre: Les limites des services écosystémiques*. Editions Quae. ISBN 978-2-7592-2131-8
- Martin, C. (2019). *Méthodologie utilisant une carte des végétations (CarHAB) en vue de préciser les informations pédologiques de la carte des pédopaysages (RRP) à l'échelle du PNR Livradois-Forez*. other. Université de Lorraine.
- Martinat, S., Krejčí, T., Klusáček, P., Dohnal, T., and Kunc, J. (2014). Brownfields and tourism : Contributions and barriers from the point of view of tourists. *Proceedings of Conference Public Recreation and Landscape Protection - With Man Hand in Hand? (RaOP 2014)*, Brno : 59–65.
- Mathey, J., Rink, D., (2010). Urban Wastelands – A Chance for Biodiversity in Cities? Ecological Aspects, Social Perceptions and Acceptance of Wilderness by Residents, dans : *Urban Biodiversity and Design*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 406–424. <https://doi.org/10.1002/9781444318654.ch21>
- Mathey, J., Röbler, S., Banse, J., Lehmann, I., Bräuer, A., (2015). Brownfields As an Element of Green Infrastructure for Implementing Ecosystem Services into Urban Areas. *Journal of Urban Planning and Development* 141. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000275](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000275)

- Mathieu, J., Barot, S., Blouin, M., Caro, G., Decaëns, T., Dubs, F., Dupont, L., Jouquet, P., Nai, P., (2010). Habitat quality, conspecific density, and habitat pre-use affect the dispersal behaviour of two earthworm species, *Aporrectodea icterica* and *Dendrobaena veneta*, in a mesocosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 203–209. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.018>
- Matzek, V., Wilson, K.A., (2021). Public support for restoration: Does including ecosystem services as a goal engage a different set of values and attitudes than biodiversity protection alone? *PLOS ONE* 16, e0245074. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245074>
- Maurer, U., Peschel, T., Schmitz, S., (2000). The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape and Urban Planning* 46, 209–215. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00066-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00066-3)
- McDonald, R.I., Kareiva, P., Forman, R.T.T., (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141, 1695–1703. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.025>
- McDonald, R.I., Mansur, A.V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H.M., Seto, K.C., Simkin, R., Walsh, B., Werner, A.S., Ziter, C.,(2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability* 3, 16–24. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- McDonald, T., Jonson, J., Dixon, K.,(2016). National standards for the practice of ecological restoration in Australia: National restoration standards, Australia. *Restoration Ecology* 24, S4–S32. <https://doi.org/10.1111/rec.12359>
- McInnes, R.N., Hemming, D., Burgess, P., Lyndsay, D., Osborne, N.J., Skjøth, C.A., Thomas, S., Vardoulakis, S., (2017). Mapping allergenic pollen vegetation in UK to study environmental exposure and human health. *Science of The Total Environment* 599–600, 483–499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.136>
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., (2010). Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3> .
- McKinney, M.L.,(2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience* 52, 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- Mead, A., (1992). Review of the Development of Multidimensional Scaling Methods. *The Statistician* 41, 29–39. <https://doi.org/10.2307/2348634>
- MEDDE, and GIS Sol. (2013). Guide pour l'identification et la délimitation des sols de zones humides. (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie).
- Menta, C., Conti, F.D., Pinto, S., (2018b). Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils—QBS-ar approach. *Applied Soil Ecology* 123, 740–743. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.020>

- Menta, C., Conti, F.D., Pinto, S., and Bodini, A. (2018a). Soil Biological Quality index (QBS-ar) : 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators*, 85, 773–780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>
- Miao, R., Guo, M., Ma, J., Gao, B., Alamusa, Miao, Y., Yang, Z., Liu, Y., (2020). Shifts in soil seed bank and plant community under nitrogen addition and mowing in an Inner Mongolian steppe. *Ecol. Eng.* 153, 105900. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105900>
- Milcu, A., Partsch, S., Langel, R., Scheu, S., (2006). The response of decomposers (earthworms, springtails and microorganisms) to variations in species and functional group diversity of plants. *Oikos* 112, 513–524. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14292.x>
- Ministère de la transition écologique, (2020). Éviter, réduire et compenser les impacts sur l'environnement. Disponible sur : <https://www.ecologie.gouv.fr/eviter-reduire-et-compenser-impacts-sur-lenvironnement>
Dernier accès : 24/03/2021
- Minixhofer, P., and Stangl, R. (2021). Green Infrastructures and the Consideration of Their Soil-Related Ecosystem Services in Urban Areas—A Systematic Literature Review. *Sustainability* 13, 3322. <https://doi.org/10.3390/su13063322>
- Mistarz, M., Latour, M., (2019). État de conservation des habitats des eaux dormantes d'intérêt communautaire. Méthodes d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Cahiers d'évaluation. UMS PatriNat-AFB/CNRS/MNHN, Paris.
- Mitchell, C.J.A., O'Neill, K., (2017). The Sherriff Creek Wildlife Sanctuary: Further evidence of mine-site repurposing and economic transition in northern Ontario. *The Extractive Industries and Society* 4, 24–35. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2016.11.007>
- Mitra, Sudip, Reiner Wassmann, et Paul L. G. Vlek. (2005) « An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock ». *Current Science* 88, no 1 : 25 35.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35, 25–33. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8)
- Montalvo, A.M., McMillan, P.A., Allen, E.B., (2002). The Relative Importance of Seeding Method, Soil Ripping, and Soil Variables on Seeding Success. *Restor. Ecol.* 10, 52–67. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.10106.x>
- Montanarella, L., Scholes, R., Brainich, A., (2018). The IPBES assessment report on land degradation and restoration. IPBES, Bonn, Germany. Accessible à <https://www.ipbes.net/assessment-reports/ldr> Consulté le 02/02/2022
- Montero, E., Van Wavelaer, J., and Garzón, A. (2014). The European Urban Atlas. In *Land Use and Land Cover Mapping in Europe : Practices & Trends*, I. Manakos, and M. Braun, eds. (Dordrecht : Springer Netherlands), pp. 115–124. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7969-3_8
- Montgomery, D.R., (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 13268–13272. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>

Mooney, H.A. and Ehrlich, P.R. (1997) Ecosystem services : a fragmentary history. In Daily, G., editor, Nature's services : societal dependence on natural ecosystems. Washington DC : Island Press, 11–19.

Moradi, J., Vicentini, F., Šimáčková, H., Pižl, V., Tajovský, K., Stary, J., Frouz, J.,(2018). An investigation into the long-term effect of soil transplant in bare spoil heaps on survival and migration of soil meso and macrofauna. *Ecol. Eng.* 110, 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.012>

Morandin, L.A., Long, R.F., Kremen, C., (2014). Hedgerows enhance beneficial insects on adjacent tomato fields in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189, 164–170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.030>

Morandin, L.A., Long, R.F., Kremen, C., (2016). Pest Control and Pollination Cost–Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology* 109, 1020–1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>

Morano, P., Guarini, M.R., Sica, F., Anelli, D., (2021). Ecosystem Services and Land Take. A Composite Indicator for the Assessment of Sustainable Urban Projects, dans : Gervasi, O., Murgante, B., Misra, S., Garau, C., Blečić, I., Taniar, D., Apduhan, B.O., Rocha, A.M.A.C., Tarantino, E., Torre, C.M. (Eds.), *Computational Science and Its Applications – ICCSA 2021, Lecture Notes in Computer Science*. Springer International Publishing, Cham, pp. 210–225. https://doi.org/10.1007/978-3-030-86979-3_16

Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J Soils Sediments* 15, 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>

Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M.I., Aronson, J.,(2015). Ecosystem response to interventions : lessons from restored and created wetland ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 52, 1528–1537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12518>

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R.,(2012). Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLOS Biology* 10, e1001247. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>

Moyles, C., Craul, T., (2016). Scenic hudson's long dock park cultivating resilience: transforming a post-industrial brownfield into a functional ecosystem. *Journal of Green Building* 11, 55–77. <https://doi.org/10.3992/jgb.11.3.55.1>

Mudrák, O., Uteseny, K., Frouz, J.,(2012). Earthworms drive succession of both plant and Collembola communities in post-mining sites. *Appl. Soil Ecol.* 62, 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.08.004>

Müller, F., (2005). Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators* 4, 280–294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.017>

Müller, F., and Burkhard, B. (2010). Ecosystem Indicators for the Integrated Management of Landscape Health and Integrity. In *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*, (CRC Press), p.

- Muratet, A., Lorrillière, R., Clergeau, P., and Fontaine, C. (2013). Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape Ecol* 28(1) : 95–105. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9817-1>.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J., Porcher, E., (2007). The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* 10, 661–671. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9047-6>
- Muratet, A., Porcher, E., Devictor, V., Arnal, G., Moret, J., Wright, S., and Machon, N. (2008). Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management. *Applied Vegetation Science* 11(4) : 451–460. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18530>.
- Nassl, M., Löffler, J., (2015). Ecosystem services in coupled social–ecological systems : Closing the cycle of service provision and societal feedback. *Ambio* 44, 737–749. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0651-y>
- National Round Table on the Environment and the Economy (2003), éd. *Cleaning up the Past, Building the Future : A National Brownfield Redevelopment Strategy for Canada*. Ottawa : National Round Table on the Environment and the Economy. Accessible à <http://nrt-trn.ca/wp-content/uploads/2011/06/nrtee-rpp-2003-2004-eng.pdf> Consulté le 02/02/2022
- Naumann, S., Frelüh-Larsen, A., Prokop, G., Ittner, S., Reed, M., Mills, J., Morari, F., Verzandvoort, S., Albrecht, S., Bjurés, A., Siebielec, G., Miturski, T., (2019). Land Take and Soil Sealing—Drivers, Trends and Policy (Legal) Instruments : Insights from European Cities, in : Ginzky, H., Dooley, E., Heuser, I.L., Kasimbazi, E., Markus, T., Qin, T. (Eds.), *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018*, *International Yearbook of Soil Law and Policy*. Springer International Publishing, Cham, pp. 83–112. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_4
- Nelson, M., Lajtha, K., (2017). What Makes an “Urban Soil”?, in: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10667-0>
- Nielsen, U.N., Osler, G.H.R., van der Wal, R., Campbell, C.D., Burslem, D.F.R.P., (2008). Soil pore volume and the abundance of soil mites in two contrasting habitats. *Soil Biol. Biochem.*, Special Section : Functional Microbial Ecology : Molecular Approaches to Microbial Ecology and Microbial Habitats 40, 1538–1541. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.029>
- Niemeijer, D., de Groot, R.S., (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Niemi, G.J., McDonald, M.E., (2004). Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 89–111. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132>
- NOAA, (1999). Discounting and the treatment of uncertainty in natural resource damage assessment. Technical report 43. Accessible à <https://casedocuments.darrp.noaa.gov/northeast/athos/pdf/NOAA%201999.pdf> Consulté le 02/02/2022
- Novák, T.J., Balla, D., Kamp, J., (2020). Changes in anthropogenic influence on soils across Europe 1990–2018. *Applied Geography* 124, 102294. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102294>

- Nuutinen, V., Butt, K.R., Hyvälouma, J., Ketoja, E., Mikola, J., (2017). Soil faunal and structural responses to the settlement of a semi-sedentary earthworm *Lumbricus terrestris* in an arable clay field. *Soil Biology and Biochemistry* 115, 285–296. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.001>
- O'Brien, P.L., DeSutter, T.M., Casey, F.X.M., Wick, A.F., Khan, E., (2017). Evaluation of Soil Function Following Remediation of Petroleum Hydrocarbons—a Review of Current Remediation Techniques. *Current Pollution Report* 3, 192–205. <https://doi.org/10.1007/s40726-017-0063-7>
- Öckinger, E., Dannestam, Å., Smith, H.G., (2009). The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* 93, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.021>
- Ode, Å., Fry, G., Tveit, M.S., Messenger, P., Miller, D., (2009). Indicators of perceived naturalness as drivers of landscape preference. *Journal of Environmental Management* 90, 375–383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.013>
- OFB, (2021). Les Atlas de la biodiversité communale. Accessible sur : <https://ofb.gouv.fr/les-atlas-de-la-biodiversite-communale> . Consulté le 10.1.21.
- Ohsowski, B.M., Dunfield, K., Klironomos, J.N., Hart, M.M., (2018). Plant response to biochar, compost, and mycorrhizal fungal amendments in post-mine sandpits. *Restoration Ecology* 26, 63–72. <https://doi.org/10.1111/rec.12528>
- Oksanen, Jari, Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., (2020). Package 'vegan.'
- Oliver, L., Ferber, U., Grimski, D., Millar, K., and Nathanail, P. (2005). The Scale and Nature of European Brownfield.
- Opoku, A., (2019). Biodiversity and the built environment: Implications for the Sustainable Development Goals (SDGs). *Resources, Conservation and Recycling* 141, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.011>
- OPVT (2021). Clé d'identification des vers de terre. Accessible à <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/cle-de-determination/> Consulté le 02/02/2022
- Oréade-Brèche, (2015). EcoParc Rhéna, Requalification de l'ancienne raffinerie de Reichstett - Vendenheim. Etude d'impact. Rapport 211pp.
- Paquin, M., Roulot, J., and Lévêque, P. (2014). ATLAS DE LA BIODIVERSITÉ COMMUNALE S'approprier et protéger la biodiversité de son territoire GUIDE ABC. Accessible à : <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Atlas%20de%20la%20biodiversit%C3%A9%20communale%20-%20S%E2%80%99appropri%C3%A9%20et%20prot%C3%A9ger%20la%20biodiversit%C3%A9%20de%20son%20territoire%20-%20guide%20ABC.pdf> Consulté le 02/02/2022
- Paracchini, M.L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J.P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P.A., Bidoglio, G., (2014). Mapping cultural ecosystem services : A framework to assess

- the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators* 45, 371–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., and Mozzanica, E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity : a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>
- Party, J.-P., Muller, N., (2005). Guide des sols d'Alsace : Ried Nord. <https://grandest.chambre-agriculture.fr/publications/toutes-les-publications/la-publication-en-detail/actualites/guide-des-sols-dalsace-ried-nord/> Consulté le 11/10/2021
- Pastor-Jáuregui, R., Paniagua-López, M., Martínez-Garzón, J., Martín-Peinado, F., Sierra-Aragón, M.,(2020). Evolution of the Residual Pollution in Soils after Bioremediation Treatments. *Applied Sciences* 10, 1006. <https://doi.org/10.3390/app10031006>
- Patel AB, Shaikh S, Jain KR, Desai C and Madamwar D (2020) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Frontiers in Microbiology* 11. 562813. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.562813>
- Pattison-Williams, J.K., Pomeroy, J.W., Badiou, P., Gabor, S., (2018). Wetlands, Flood Control and Ecosystem Services in the Smith Creek Drainage Basin : A Case Study in Saskatchewan, Canada. *Ecological Economics* 147, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.026>
- Pearce, D.W., Turner, R.K., Turner, P.R.K.,(1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. JHU Press.
- Pellegrin, C., Sabatier, R., Napoléone, C., Dutoit, T., (2018). A working definition of “ordinary nature” adjusted to ecological offset policies tested in three French regions. *Natures Sciences Societes* 26, 170–188. URL: <https://www.cairn-int.info/journal-natures-sciences-societes-2018-2-page-170.htm>
- Pelosi, C., Chiron, F., Dubs, F., Hedde, M., Ponge, J.-F., Salmon, S., Cluzeau, D., Néliu, S., (2014). A new method to measure allyl isothiocyanate (AITC) concentrations in mustard—Comparison of AITC and commercial mustard solutions as earthworm extractants. *Applied Soil Ecology* 80, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.03.005>
- Peralta, A.L., Matthews, J.W., Kent, A.D., (2010). Microbial Community Structure and Denitrification in a Wetland Mitigation Bank. *Applied and Environmental Microbiology*. 76, 4207–4215. <https://doi.org/10.1128/AEM.02977-09>
- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., Brevik, E.C., (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 5, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., Stenseth, N.Chr., (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>

- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., Whitaker, S.,(2018). Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx* 52, 316–324. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001034>
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L.F., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K.I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N., Decaestecker, E., De Wolf, K., Engelen, J.M.T., Fontaneto, D., Gianuca, A.T., Govaert, L., Hanashiro, F.T.T., Hignati, J., Lens, L., Martens, K., Matheve, H., Matthysen, E., Pinseel, E., Sablon, R., Schön, I., Stoks, R., Van Doninck, K., Van Dyck, H., Vanormelingen, P., Van Wichelen, J., Vyverman, W., De Meester, L., Hendrickx, F.,(2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology* 26, 1196–1211. <https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Planchuelo, G., von Der Lippe, M., Kowarik, I., (2019). Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landscape and Urban Planning* 189, 320–334. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.007>
- Plantureux, S., Bernués, A., Huguenin-Elie, O., Hovstad, K., Isselstein, J., McCracken, D., Therond, O., Vackar, D., (2016). Ecosystem service indicators for grasslands in relation to ecoclimatic regions and land use systems. The multiple roles of grassland in the European bioeconomy. Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, Trondheim, Norway, 4-8 September 2016 524–547.
- Porcher, E., Vermeersch, R.L., Billaud, O., Pinard, C., (2019). Observer pour comprendre les interactions de la biodiversité avec les pratiques agricoles : premiers résultats de l’Observatoire Agricole de la Biodiversité. *Innovations Agronomiques* 75, 125–136.
- Portail de l’artificialisation des sols., (2021) Accessible à <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/> Consulté le 02/02/2022
- Porto, R.G., de Almeida, R.F., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Viana, B.F., Peres, C.A., Lopes, A.V., (2020). Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Security*. 12, 1425–1442. <https://doi.org/10.1007/s12571-020-01043-w>
- Potts, L., Cloete, C.E.,(2012). Developing guidelines for brownfield development in South Africa. Presented at the ENVIRONMENTAL IMPACT 2012, New Forest, UK, pp. 389–399. <https://doi.org/10.2495/EID120341>
- Prasifka, J.R., Mallinger, R.E., Portlas, Z.M., Hulke, B.S., Fugate, K.K., Paradis, T., Hampton, M.E., Carter, C.J., (2018). Using Nectar-Related Traits to Enhance Crop-Pollinator Interactions. *Frontiers in Plant Science* 9, 812. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00812>
- Proft, K.M., Jones, M.E., Johnson, C.N., Burridge, C.P.,(2018). Making the connection: expanding the role of restoration genetics in restoring and evaluating connectivity. *Restoration Ecology* 26, 411–418. <https://doi.org/10.1111/rec.12692>
- Punetha, P., Samanta, M., Sarkar, S., (2019). Bioengineering as an Effective and Ecofriendly Soil Slope Stabilization Method: A Review, in: Pradhan, S.P., Vishal, V., Singh, T.N. (Eds.), *Landslides: Theory, Practice and Modelling*, Advances in Natural and Technological Hazards Research. Springer International Publishing, Cham, pp. 201–224. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77377-3_10

Quétier, F., Lavorel, S., (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991–2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>

Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., (2014). No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy* 38, 120–131. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>

R Core Team (2021). R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rains, M.C., Leibowitz, S.G., Cohen, M.J., Creed, I.F., Golden, H.E., Jawitz, J.W., Kalla, P., Lane, C.R., Lang, M.W., McLaughlin, D.L., (2016). Geographically isolated wetlands are part of the hydrological landscape. *Hydrological Processes* 30, 153–160. ISSN 0885-6087

Ramiadantsoa, T., Hanski, I., Ovaskainen, O.,(2018). Responses of generalist and specialist species to fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* 124, 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.tpb.2018.08.001>

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS* 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>

Rayment, M., Arroyo, A., Baldock, D., Becerra, G., Gerritsen, E., Kettunen, M., Stephen, M., Underwood, E., Tucker, G.-M.,(2018). Valuing biodiversity and reversing its decline by 2030. IEEP. Accessible à <https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/Od84b02d-83eb-4c76-afda3e25142bf79/SUMMARY%20Think%202030%20Biodiversity.pdf?v=63710011174> Consulté le 02/02/2022

Reed, D.H., (2004). Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation forum* 7, 181–191. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001313>

Rey, F., Gosselin, F., Doré, A., (2014). Ingénierie écologique : action par et-ou pour le vivant ?, Synthèses. Éd. Quae, Versailles. ISBN 978-2-7592-2135-6

Rhee, T.S., Brenninkmeijer, C. a. M., Röckmann, T.,(2006). The overwhelming role of soils in the global atmospheric hydrogen cycle. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 6, 1611–1625. <https://doi.org/10.5194/acp-6-1611-2006>

Ricou, C., Schneller, C., Amiaud, B., Plantureux, S., Bockstaller, C., (2014). A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecological Indicators* 45, 320–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.022>

Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., Portela, A.P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S., (2020). Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* 70, 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>

RNF, (2013). Évaluation de l'état de conservation des habitats Habitats forestiers et éco-complexes alluviaux (No. Caher RNF n°2). Accessible à <https://www.reserves->

natures.org/sites/default/files/fichiers/annexe_4_-_cahier_rnf_ndeq2_2011_evaluation_de_letat_de_conservation_des_habitats_-_habitats_forestiers_et_eco-complexes_alluviaux_.pdf Consulté le 02/02/2022

Robson, D.B., Knight, J.D., Farrell, R.E., Germida, J.J., (2011). Natural revegetation of hydrocarbon-contaminated soil in semi-arid grasslands. *Canadian Journal of Botany*. <https://doi.org/10.1139/b03-138>

Rodríguez, J., Beard, J., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A., Peterson, G., (2006). Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11. <https://doi.org/10.5751/ES-01667-110128>

Ros, M., Hernandez, M.T., García, C., (2003). Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 463–469. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00298-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00298-5)

Rowthorn, B., Ramaswamy, R., and Wilson, N. (1997). *Deindustrialization, its causes and implications*. Washington, DC. ISBN 978-1-55775-643-5

Rozan, A.,(2000). Une évaluation économique des bénéfices de morbidité bénigne induits par une amélioration de la qualité de l'air. *Économie & prévision* 143, 247–259. <https://doi.org/10.3406/ecop.2000.6107>

Rui, W., HongJun, L., YuPing, L., (2011). Evaluation of cropland productivity in the Hebei Plain via graded multi-year MODIS-NDVI data. *Zhongguo Shengtai Nongye Xuebao / Chinese Journal of Eco-Agriculture* 19, 1175–1181.

Ruiz, F., Cherubin, M.R., Ferreira, T.O., (2020). Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environmental Management* 276, 111344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>

Rulquin, H., (2001). Supplément : Tables des valeurs AADI des aliments des ruminants. *INRAE Productions Animales* 14. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2001.14.4.3751>

Sanchez-Perez, J.-M., Tremolieres, M., (1997). Variation in Nutrient Levels of the Groundwater in the Upper Rhine Alluvial Forests as a Consequence of Hydrological Regime and Soil Texture. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6, 211. <https://doi.org/10.2307/2997734>

Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R.,(2010). Organic agriculture and ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 13, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.11.002>

Sannigrahi, S., Zhang, Q., Joshi, P.K., Sutton, P.C., Keesstra, S., Roy, P.S., Pilla, F., Basu, B., Wang, Y., Jha, S., Paul, S.K., Sen, S., (2020). Examining effects of climate change and land use dynamic on biophysical and economic values of ecosystem services of a natural reserve region. *Journal of Cleaner Production* 257, 120424. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120424>

- Santin-Janin, H., Gareil, M., Chapuis, J.-L., Pontier, D., (2009). Assessing the performance of NDVI as a proxy for plant biomass using non-linear models: a case study on the Kerguelen archipelago. *Polar Biology* 32, 861–871. <https://doi.org/10.1007/s00300-009-0586-5>
- Santorufu, L., Joimel, S., Auclerc, A., Deremiens, J., Grisard, G., Hedde, M., Nahmani, J., Pernin, C., Cortet, J.,(2021). Early colonization of constructed technosol by microarthropods. *Ecological Engineering* 162, 106174. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106174>
- Sarukhan, J. (ed), Whyte, A. (ed), Hassan, R. (ed), Scholes, R. (ed), Ash, N. (ed), Carpenter, S.T. (ed), Pingali, P.L. (ed), Bennett, E.M. (ed), Zurek, M.B. (ed), Chopra, K. (ed), Leemans, R. (ed), Kimar, P. (ed), Simons, H. (ed), Capistrano, D. (ed), Samper, C.K. (ed), Lee, M.J. (ed), and Raudsepp-Hearne, C. (ed). (2005). *Millenium Ecosystem Assessment : Ecosystems and human well-being*. Island Press. Accessible à <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2006408644> Consulté de 24/03/2021
- Scapino, J. (2016) *De la friche urbaine à la biodiversité : Ethnologie d'une reconquête : (La petite ceinture de Paris)*. Theses, Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS. Accessible à <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01449578> Consulté le 23/03/2021.
- SCEP (Study of Critical Environmental Problems), Massachusetts Institute of Technology, and United Nations Conference on the Human Environment. (1970). *Man's impact on the global environment : assessment and recommendations for action : report of the Study of Critical Environmental Problems (SCEP)*. Accessible à <https://mitpress.mit.edu/contributors/study-critical-environmental-problems-scep> Consulté le 02/02/2022
- Schad, P., (2018). Technosols in the World Reference Base for Soil Resources – history and definitions. *Soil Science and Plant Nutrition* 64, 138–144. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1432973>
- Scheu, S., Theenhaus, A., Jones, T.H., (1999). Links between the detritivore and the herbivore system : effects of earthworms and Collembola on plant growth and aphid development. *Oecologia* 119, 541–551. <https://doi.org/10.1007/s004420050817>
- Schindler, S., Gillespie, T., Banks, N., Bayırbağ, M.K., Burte, H., Kanai, J.M., Sami, N., (2020). Deindustrialization in cities of the Global South. *Area Development and Policy* 5, 283–304. <https://doi.org/10.1080/23792949.2020.1725393>
- Schlesinger, W.H., (1999). Carbon Sequestration in Soils. *Science* 284, 2095–2095. <https://doi.org/10.1126/science.284.5423.2095>
- Schröder, R., Kiehl, K., (2020). Ecological restoration of an urban demolition site through introduction of native forb species. *Urban Forestry & Urban Greening* 47, 126509. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126509>
- Schulp, C.J.E., Van Teeffelen, A.J.A., Tucker, G., Verburg, P.H.,(2016). A quantitative assessment of policy options for no net loss of biodiversity and ecosystem services in the European Union. *Land Use Policy* 57, 151–163. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.05.018>
- Seo, D.C., DeLaune, R.D., (2010). Fungal and bacterial mediated denitrification in wetlands: Influence of sediment redox condition. *Water Research* 44, 2441–2450. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.006>

SER. (2004). The SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, www.ser.org & Tucson

Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C., Morel, J.L.,(2008). Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils & Sediments* 8, 130–136. <https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277>

SERPOL,(2017) Synthèse des opérations de traitement et flux de matériaux effectués dans le cadre de la réhabilitation du site. Zone AP1. Rapport 1702pp.

Shi, Z., Wang, C., Zhao, Y., (2020). Effects of surfactants on the fractionation, vermiaccumulation, and removal of fluoranthene by earthworms in soil. *Chemosphere* 250, 126332. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126332>

Shipitalo, M., and Le Bayon, R.-C. (2004). Quantifying the Effects of Earthworms on Soil Aggregation and Porosity. In *Earthworm Ecology*, C. Edwards, ed. (CRC Press), pp. 183–200. <https://doi.org/10.1201/9781420039719.pt5>

Sierra Aragón, M., Nakamaru, Y.M., García-Carmona, M., Martínez Garzón, F.J., Martín Peinado, F.J., (2019). The role of organic amendment in soils affected by residual pollution of potentially harmful elements. *Chemosphere* 237, 124549. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124549>

Singh, S., Singh, J., Vig, A.P., (2016). Earthworm as ecological engineers to change the physico-chemical properties of soil : Soil vs. vermicast. *Ecological Engineering*. 90, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.072>

Sinha, R.K., Bharambe, G., Ryan, D., (2008). Converting wasteland into wonderland by earthworms—a low-cost nature’s technology for soil remediation: a case study of vermiremediation of PAHs contaminated soil. *The Environmentalist* 28, 466–475. <https://doi.org/10.1007/s10669-008-9171-7>

Sivaram, A.K., Logeshwaran, P., Lockington, R., Naidu, R., Megharaj, M., (2019). Phytoremediation efficacy assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated soils using garden pea (*Pisum sativum*) and earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere* 229, 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.005>

Smith, J., Potts, S., Eggleton, P., (2008). Evaluating the efficiency of sampling methods in assessing soil macrofauna communities in arable systems. *European Journal of Soil Biology* 44, 271–276. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.02.002>

Somerville, P.D., Farrell, C., May, P.B., Livesley, S.J., (2020). Biochar and compost equally improve urban soil physical and biological properties and tree growth, with no added benefit in combination. *Science of The Total Environment* 706, 135736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135736>

Somvanshi, S.S., and Kumari, M. (2020). Comparative analysis of different vegetation indices with respect to atmospheric particulate pollution using sentinel data. *Applied Computing and Geosciences* 7, 100032 <https://doi.org/10.1016/j.acags.2020.100032>.

- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V., (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, 334–350. <https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>
- Souza, L., Pomarolli, L., Veiga, M.,(2020). From classic methodologies to application of nanomaterials for soil remediation: an integrated view of methods for decontamination of toxic metal(oid)s. *Environmental Science and Pollution Research* 27. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08032-8>
- Spadoni, G.L., Cavalli, A., Congedo, L., Munafò, M., (2020). Analysis of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) multi-temporal series for the production of forest cartography. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 20, 100419. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100419>
- Srivastava, P., Kumar, A., Behera, S.K., Sharma, Y.K., Singh, N., (2012). Soil carbon sequestration : an innovative strategy for reducing atmospheric carbon dioxide concentration. *Biodivers. Conserv.* 21, 1343–1358. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0229-y>
- Staentzel, C., (2018). Dynamique des communautés biologiques dans un contexte de restauration par injection sédimentaire et érosion maîtrisée : cas du Vieux Rhin, France (These de doctorat). Strasbourg.
- Staentzel, C., Combroux, I., Barillier, A., Schmitt, L., Chardon, V., Garnier, A., Beisel, J.-N.,(2018). Réponses des communautés biologiques à des actions de restauration de grands fleuves (Vieux Rhin, France). *La Houille Blanche* 99–106. <https://doi.org/10.1051/lhb/2018024>
- Stankovics, P., Tóth, G., Tóth, Z., (2018). Identifying Gaps between the Legislative Tools of Soil Protection in the EU Member States for a Common European Soil Protection Legislation. *Sustainability* 10, 2886. <https://doi.org/10.3390/su10082886>
- Stokes, A., Sotir, R., Chen, W., Ghestem, M.,(2010). Soil bio- and eco-engineering in China: past experience and future priorities. *Ecological Engineering, Special Issue: Vegetation and Slope Stability* 36, 247–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.07.008>
- Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., (2015). Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecological Modelling, Use of ecological indicators in models* 295, 75–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019>
- Strasbourg.eu (2018). De la raffinerie de Reichstett à l'écoparc Rhéna. <https://www.strasbourg.eu/reconversion-raffinerie-reichstett> Consulté le 15/09/2021
- Streche, C., Cocârță, D.M., Istrate, I.-A., Badea, A.A., (2018). Decontamination of Petroleum-Contaminated Soils Using The Electrochemical Technique: Remediation Degree and Energy Consumption. *Scientific Report* 8, 3272. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21606-4>
- Stroud, J.L., (2019). Soil health pilot study in England: Outcomes from an on-farm earthworm survey. *PLOS ONE* 14, e0203909. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203909>

- Sukhdev, P., Wittmer, H., Miller, D., (2014). The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Challenges and Responses, in: Helm, D., Hepburn, C. (Eds.), Nature in the Balance. Oxford University Press, pp. 135–150. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199676880.003.0007>
- Susilawati, C., Thomas, K., (2012). Perception of brownfield sites: Myth or reality? Remediation Australasia 2012, 34–37. Accessible à <https://eprints.qut.edu.au/58404/18/58404.pdf> Consulté le 02/02/2022
- Suttie, J.M., Reynolds, S.G., Batello, C., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), (2005). Grasslands of the world, Plant production and protection series. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. ISBN 978-92-5-105337-9
- Syrbe, R.-U., Walz, U., (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. Ecological Indicators, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services 21, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.013>
- Szarek-Iwaniuk, P. (2021). A Comparative Analysis of Spatial Data and Land Use/Land Cover Classification in Urbanized Areas and Areas Subjected to Anthropogenic Pressure for the Example of Poland. Sustainability 13, 3070. <https://doi.org/10.3390/su13063070>
- Tallis, H., Kennedy, C.M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., Kiesecker, J.M., (2015). Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. Environmental Impact Assessment Review 55, 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.005>
- Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., van der Heijden, M.G.A., Liebman, M., Hallin, S., (2020). Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. Science Advances 6, eaba1715. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Tan, C.-W., Zhang, P.-P., Zhou, X.-X., Wang, Z.-X., Xu, Z.-Q., Mao, W., Li, W.-X., Huo, Z.-Y., Guo, W.-S., Yun, F., (2020). Quantitative monitoring of leaf area index in wheat of different plant types by integrating NDVI and Beer-Lambert law. Scientific Report 10, 929. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57750-z>
- Tarabon, S., Bergès, L., Dutoit, T., Isselin-Nondedeu, F., (2019). Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling. Journal of Environmental Management 241, 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.031>
- Taugourdeau, olivier, Harris-Hellal, J., Montfort, D., Limasset, E., Chauvin, C., (2020). Enjeux de la reconversion d'une friche et comment évaluer la réhabilitation écologique d'un sol dégradé, Synthèse projet Bio-TUBES. 39p. Accessible à <https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/3770-enjeux-de-la-reconversion-d-une-friche-et-comment-evaluer-la-rehabilitation-ecologique-d-un-sol-degrade.html> Consulté le 02/02/2022
- TEEB, (2008). The economics of ecosystems & biodiversity : an interim report. EG, Luxembourg. Union européenne (Ed.) ISBN-13 978-92-79-09445-3 Accessible à <http://teebweb.org/publications/other/teeb-interim-report/> Consulté le 02/02/2022
- Teixeira da Silva, R., Fleskens, L., van Delden, H., van der Ploeg, M., (2018). Incorporating soil ecosystem services into urban planning : status, challenges and opportunities. Landscape Ecology 33, 1087–1102. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0652-x>

- Tejada, M, Hernandez, M., Garcia, C.,(2009a). Soil restoration using composted plant residues : Effects on soil properties. *Soil Tillage Research* 102, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.08.004>
- Tejada, M., García-Martínez, A.M., Parrado, J., (2009b). Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *CATENA* 77, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.004>
- Tejada, M., Hernandez, M.T., Garcia, C., (2006). Application of Two Organic Amendments on Soil Restoration: Effects on the Soil Biological Properties. *Journal of Environmental Quality* 35, 1010–1017. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0460>
- ThermoFisher (2021). Analyseur à fluorescence X portatif Niton™ XL3t GOLDD+. Accessible à <https://www.thermoFisher.com/order/catalog/product/XL3TGOLDDPLUS> Consulté le 02/02/2022
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., (1997). *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press.
- Trueman, I., Mitchell, D., Besenyi, L., (2007). The effects of turf translocation and other environmental variables on the vegetation of a large species-rich mesotrophic grassland. *Ecological Engineering* 31, 79–91. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.05.003>
- Tsendbazar, N., Herold, M., Li, L., Tarko, A., de Bruin, S., Masiliunas, D., Lesiv, M., Fritz, S., Buchhorn, M., Smets, B., Van De Kerchove, R., Duerauer, M., (2021). Towards operational validation of annual global land cover maps. *Remote Sensing of Environment* 266, 112686. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112686>
- Turnhout, E., Hisschemöller, M., and Eijsackers, H. (2007). Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicator* 7, 215–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>
- UNEP (Ed.), (2010). *Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of teeb, The economics of ecosystems & biodiversity*. UNEP, Geneva. ISBN 978-3-9813410-3-4 Accessible à <http://teebweb.org/publications/teeb-for/synthesis/> Consulté le 02/02/2022
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, (2019). *World urbanization prospects: the 2018 revision*. United Nation. New York. Accessible à <https://population.un.org/wup/Publications/> Consulté le 02/02/2022
- US Environmental protection Agency (2020). *Overview of EPA's Brownfields Program*. Accessible à <https://www.epa.gov/brownfields/overview-epas-brownfields-program> Consulté le 02/02/2022
- USFWS (1980). *Habitat Evaluation Procedures : 102 ESM*, U.S. Fish and Wildlife Services. Washington DC. 130p Accessible à <https://www.fws.gov/policy/esm102.pdf> Consulté le 02/02/2022
- USFWS (1981). *Standards for Development of HSI Models : 103 ESM*, U.S. Fish and Wildlife Services. Washington DC. 171p Accessible à <https://www.fws.gov/policy/esm103.pdf> Consulté le 02/02/2022
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., Hily, C., Le Guyader, D.,(2013). Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecological Indicators* 29, 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.003>

- Vaissière, A.-C., Quétier, F., Calvet, C., Levrel, H., Wunder, S., (2020). Biodiversity offsets and payments for environmental services: Clarifying the family ties. *Ecological Economics* 169, 106428. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106428>
- van der Valk, A.G., (1981). Succession in Wetlands: A Gleasonian Approach. *Ecology* 62, 688–696. <https://doi.org/10.2307/1937737>
- van Straalen, N., (2004). Chapter 6 The use of soil invertebrates in ecological surveys of contaminated soils, in: Doelman, P., Eijsackers, H.J.P. (Eds.), *Developments in Soil Science, Vital Soil*. Elsevier, pp. 159–195. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)80010-2](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(04)80010-2)
- Vanpeene-Bruhier, S., Pissard, P.A., Bassi, C.,(2013). Mesures compensatoires des atteintes à l’environnement dans les projets d’infrastructures : de nouvelles exigences réglementaires pour une amélioration des pratiques? *Sciences Eaux & Territoires* 7 p. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2013.HS.01>
- Verheijen, F.G.A., Zhuravel, A., Silva, F.C., Amaro, A., Ben-Hur, M., Keizer, J.J., (2019). The influence of biochar particle size and concentration on bulk density and maximum water holding capacity of sandy vs sandy loam soil in a column experiment. *Geoderma* 347, 194–202. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.044>
- Verhoeven, J.T.A., (2014). Wetlands in Europe: Perspectives for restoration of a lost paradise. *Ecological Engineering, Wetland Restoration– Challenges and Opportunities* 66, 6–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.03.006>
- Vidali, M., (2001). Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry* 73, 1163–1172. <https://doi.org/10.1351/pac200173071163>
- Villenave, C., Séré, G., Schwartz, C., Watteau, F., Jimenez, A., Cortet, J., (2018). Rapid Changes in Soil Nematodes in the First Years after Technosol Construction for the Remediation of an Industrial Wasteland. *Eurasian Soil Science* 51, 1266–1273. <https://doi.org/10.1134/S1064229318100149>
- Vincent, Q., Leyval, C., Beguiristain, T., Auclerc, A., (2018). Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Applied Soil Ecology* 130, 259–270. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.07.002>
- Volk, X.K., Gattringer, J.P., Otte, A., Harvolk-Schöning, S., (2018). Connectivity analysis as a tool for assessing restoration success. *Landscape Ecology* 33, 371–387. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0611-6>
- Von Döhren, P., Haase, D., (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators* 52, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027>
- Von Döhren, P., Haase, D., (2019). Risk assessment concerning urban ecosystem disservices : The example of street trees in Berlin, Germany. *Ecosystem Services* 40, 101031. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101031>

- Vreeken-Buijs, M.J., Hassink, J., Brussaard, L., (1998). Relationships of soil microarthropod biomass with organic matter and pore size distribution in soils under different land use. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 97–106. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00064-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00064-3)
- Wallace, K.J., (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Walsh, D., McRae, I., Zirngibl, R., Chawla, S., Zhang, H., Alfieri, A., Moore, H., Bailey, C., Brooks, A., Ostock, T., Pong, S., Hard, T., Sullivan, C., Wilding, J., (2019). Generation rate and fate of surplus soil extracted in New York City. *Science of The Total Environment* 650, 3093–3100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.284>
- Walworth, J.L., Reynolds, M.C., Rutter, A., Snape, I., (2008). Landfarming. Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons in Cold Regions 170–189. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535956.010>
- Wang, H., Wang, S., Zhang, Y., Wang, X., Wang, R., Li, J., (2018). Tillage system change affects soil organic carbon storage and benefits land restoration on loess soil in North China. *Land Degradation & Development* 29, 2880–2887. <https://doi.org/10.1002/ldr.3015>
- Washbourne, C.-L., Goddard, M.A., Le Provost, G., Manning, D.A.C., Manning, P., (2020). Trade-offs and synergies in the ecosystem service demand of urban brownfield stakeholders. *Ecosystem Services* 42, 101074. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101074>
- Washburn, J.O., (1995). Regulatory factors affecting larval mosquito populations in container and pool habitats: implications for biological control. *Journal of the American Mosquito Control Association* 11, 279–283. PMID: 7595462.
- Waterhouse, B.R., Boyer, S., Adair, K.L., Wratten, S.D., (2014). Using municipal biosolids in ecological restoration : What is good for plants and soil may not be good for endemic earthworms. *Ecological Engineering* 70, 414–421. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.021>
- Wende, W., Bezombes, L., Reinert, M.-E., (2018). Introduction of a European Strategy on No Net Loss of Biodiversity, dans : Wende, W., Tucker, G.-M., Quétier, F., Rayment, M., Darbi, M. (Eds.), *Biodiversity Offsets : European Perspectives on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham, pp. 5–15. https://doi.org/10.1007/978-3-319-72581-9_2
- Westhoff, V., Van Der Maarel, E., (1978). The Braun-Blanquet Approach, in : Whittaker, R.H. (Ed.), *Classification of Plant Communities, Classification of Plant Communities*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 287–399. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9
- Whelan, A., Kechavarzi, C., Coulon, F., Sakrabani, R., Lord, R., (2013). Influence of compost amendments on the hydraulic functioning of brownfield soils. *Soil Use and Management* 29, 260–270. <https://doi.org/10.1111/sum.12028>
- Whittaker, R.J., Fernandez-Palacios, J.M., (2006). *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*, Second Edition. ed. Oxford University Press, Oxford, New York. 414p ISBN 978-0-19-856612-0

- Wilke, A.B.B., Chase, C., Vasquez, C., Carvajal, A., Medina, J., Petrie, W.D., Beier, J.C., (2019). Urbanization creates diverse aquatic habitats for immature mosquitoes in urban areas. *Scientific Reports* 9, 15335. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51787-5>
- Willems, H.P.L., Rotelli, M.D., Berry, D.F., Smith, E.P., Reneau, R.B., Mostaghimi, S., (1997). Nitrate removal in riparian wetland soils: Effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. *Water Research* 31, 841–849. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00315-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00315-6)
- Woodcock, B.A., Edwards, A.R., Lawson, C.S., Westbury, D.B., Brook, A.J., Harris, S.J., Brown, V.K., Mortimer, S.R., (2008). Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. *Oecologia* 154, 773–783. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0872-2>
- Woodcock, B.A., Pywell, R.F., Macgregor, N.A., Edwards, M.E., Redhead, J., Ridding, L.E., Batáry, P., Czerwiński, M., Duffield, S., (2021). Historical, local and landscape factors determine the success of grassland restoration for arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 308, 107271. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107271>
- Wortley, L., Hero, J.-M., Howes, M., (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Wu, S., Wu, E., Qiu, L., Zhong, W., Chen, J., (2011). Effects of phenanthrene on the mortality, growth, and anti-oxidant system of earthworms (*Eisenia fetida*) under laboratory conditions. *Chemosphere* 83, 429–434. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.082>
- Wubs, E.R.J., van der Putten, W.H., Bosch, M., Bezemer, T.M., (2016). Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nature Plants* 2, 1–5. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>
- Xue, J., Su, B., 2017. Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors* 2017, e1353691. <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>
- Yan, S., Singh, A.N., Fu, S., Liao, C., Wang, S., Li, Y., Cui, Y., Hu, L., (2012). A soil fauna index for assessing soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 47, 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.014>
- Yang, X., Shao, M., Li, T., Gan, M., Chen, M., (2021). Community characteristics and distribution patterns of soil fauna after vegetation restoration in the northern Loess Plateau. *Ecological Indicators* 122, 107236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107236>
- Yuan, W., Piao, S., Qin, D., Dong, W., Xia, J., Lin, H., Chen, M., (2018). Influence of Vegetation Growth on the Enhanced Seasonality of Atmospheric CO₂. *Global Biogeochemical Cycles* 32, 32–41. <https://doi.org/10.1002/2017GB005802>
- Zaborski, E.R., (2003). Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. *Applied Soil Ecology* 22, 87–95. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00106-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00106-3)
- Zeb, A., Li, S., Wu, J., Lian, J., Liu, W., Sun, Y., (2020). Insights into the mechanisms underlying the remediation potential of earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of The Total Environment* 740, 140145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140145>

- Zedler, J.B., Kercher, S., (2005). WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30, 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- Zeng, T., Arnold, W.A., (2013). Pesticide Photolysis in Prairie Potholes : Probing Photosensitized Processes. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6735–6745. <https://doi.org/10.1021/es3030808>
- Zhang, M., Chen, F., Wu, Y., Ma, Y., Guan, S., Huang, Y., (2017). Characteristics of the soil seed bank of planted and natural restored draw-down zones in the Three Gorges Reservoir Region. *Ecological Engineering* 103, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.011>
- Zhang, W., Hendrix, P.F., Dame, L.E., Burke, R.A., Wu, J., Neher, D.A., Li, J., Shao, Y., Fu, S., (2013). Earthworms facilitate carbon sequestration through unequal amplification of carbon stabilization compared with mineralization. *Nature Communications* 4, 2576. <https://doi.org/10.1038/ncomms3576>
- Zhang, X., Qu, J., Li, H., La, S., Tian, Y., Gao, L., (2020). Biochar addition combined with daily fertigation improves overall soil quality and enhances water-fertilizer productivity of cucumber in alkaline soils of a semi-arid region. *Geoderma* 363, 114170. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114170>
- Zhang, Y., Xu, X., Li, Z., Liu, M., Xu, C., Zhang, R., Luo, W., (2019). Effects of vegetation restoration on soil quality in degraded karst landscapes of southwest China. *Science of The Total Environment* 650, 2657–2665. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.372>
- Zhao, Y., Liu, Z., Wu, J., (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology* 35, 793–814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>
- Zhong, Q., Zhang, L., Zhu, Y., Konijnendijk van den Bosch, C., Han, J., Zhang, G., Li, Y., (2020). A conceptual framework for ex ante valuation of ecosystem services of brownfield greening from a systematic perspective. *Ecosystem Health and Sustainability* 6, 1743206. <https://doi.org/10.1080/20964129.2020.1743206>
- Zhu, X., Liu, D., (2015). Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 102, 222–231. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.014>
- Zhu, Y., Hipel, K.W., Peng, G., (2008). A research framework for tackling brownfield problems in China using project management theory, dans: 2008 IEEE International Conference on Systems, Man and Cybernetics. Presented at the 2008 IEEE International Conference on Systems, Man and Cybernetics, pp. 3298–3303. <https://doi.org/10.1109/ICSMC.2008.4811805>
- Ziaja, M., Denisow, B., Wrzesień, M., Wójcik, T., (2018). Availability of food resources for pollinators in three types of lowland meadows. *Journal of Apicultural Research* 57, 467–478. <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1454293>

Annexes

Annexe 1 : Description de quelques exemples de restauration de milieux naturels sur une friche industrielle trouvés dans la littérature scientifique.

Tableau récapitulatif des caractéristiques, localisation et coût des projets (Données issues du Corpus 3 de Jacek *et al.*, 2021)

Article	Type de friche	Pays	Contexte écologique	Surface (ha)	Milieu(x) créé(s)	Coût total
Chan <i>et al.</i> (2019)	Scierie	TAIWAN	Urbain / Mangrove	12,6	Zone humide	
De Sousa (2003)	Usine chimique	CANADA	Rivière Don	2,2	Zone naturelle forestière et milieux humides	1,095m
De Sousa (2003)	Fabrication de briques	CANADA	Plaine alluviale de la rivière	16,6	Zone naturelle incluant des milieux humides	3,6m
De Sousa (2003)	/	CANADA	Rivière Don	471	Zone humide	/
De Sousa (2003)	Décharge	CANADA	Marais, Rivière Don	3	Zone naturelle incluant des milieux humides	0,4m
De Sousa (2003)	Usine pétrolière	CANADA	Rivière Don, urbain	101	Zone naturelle incluant des milieux humides	3,6-4M
De Valck <i>et al.</i> 2019	Usine pétrolière	BELGIQUE	Rivière l'Escaut	50	Ceinture verte	/
Dillon (2014)	Site de construction de bateau	USA	Côte pacifique	19,8	Zone humide côtière	/
Doick <i>et al.</i> 2009	Rails	UK	Marshland	2,6	Forêts et zones humides	2,56 m
Doick <i>et al.</i> 2009	Extraction de graviers	UK	Marais	74	Prairies et forêts	>1,16m*
Doick <i>et al.</i> 2009	Extraction de gravier	UK	Urbain/ Zone humide	80	Zone humide, forêt, lac	2,9m
Guertin <i>et al.</i> 2019	Usine de fabrication de béton	USA	Zone humide	15	Ceinture verte et forêt	/
Hartig <i>et al.</i> 2012	Usine automobile	USA	Marécages, Rivière Détroit	17,8	Zone humide	10,1m
Havlick <i>et al.</i> 2014	Usine chimique militaire	USA		7300	Prairie ; Steppe	/
Liet <i>et al.</i> 2019	Décharge	UK	River bank	28	Zone humide	3,95m
Mitchell et O'Neill (2017)	Mine d'uranium	CANADA	Zone humide	17	Réserve naturelle ; zone humide	/
Moyles et Craul (2016)	Multiples	USA	Hudson river	9,3	Zone humide	

Annexe 2a : Composition des semis du mélange «Sedamix Champêtre » semées en novembre 2018 sur les merlons et les talus en pente de la zone de compensation.

Source du tableau et du mélange **Nungesser Semence** (<https://nungesser-semences.fr/nos-melanges-sedamix.html>)

Composition SEDAMIX® Champêtre

x

Nom latin	Nom commun	Couleur	Hauteur (cm)	Pérennité
50% Fleurs				
<i>Achillea millefolium</i>	Achillée millefeuille	blanc	50	vivace
<i>Anthemis tinctoria</i>	Anthémis des teinturiers	jaune	35	vivace
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Anthyllide vulnéraire	jaune	20	vivace
<i>Berteroa incana</i>	Bertéroa blanchâtre	blanc	40	annuelle
<i>Calendula officinalis</i>	Souci	orange	40	annuelle
<i>Centaurea cyanus</i>	Bleuet des champs	bleu	60	annuelle
<i>Centaurea jacea</i>	Centaurée jacée	rouge	50	vivace
<i>Dianthus carthusianorum</i>	Oeillet des chartreux	fuschia	30	vivace
<i>Galium verum</i>	Gaillet jaune	jaune	45	vivace
<i>Hypochoeris radicata</i>	Porcelle enracinée	jaune	35	vivace
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Marguerite	blanc	60	vivace
<i>Linum perenne</i>	Lin vivace	bleu	45	vivace
<i>Lotus corniculatus</i>	Lotier corniculé	jaune	18	vivace
<i>Medicago lupulina</i>	Minette	jaune	20	annuelle
<i>Onobrychis sativa</i>	Sainfoin	rose	45	vivace
<i>Origanum vulgare</i>	Marjolaine vivace	rose pourpré	40	vivace
<i>Papaver rhoeas</i>	Coquelicot	rouge	50	annuelle
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantain lancéolé	blanc	25	vivace
<i>Salvia pratensis</i>	Sauge des prés	bleu	45	vivace
<i>Sanguisorba minor</i>	Petite pimprenelle	rose	40	vivace
<i>Silene nutans</i>	Silène penché	blanc	40	vivace
<i>Silene vulgaris</i>	Silène enflé	blanc	40	vivace
<i>Trifolium Rubens</i>	Trèfle rouge	rouge	40 - 60	vivace
50% Graminées				
<i>Agrostis capillaris</i>	Agrostide capillaire	vert	30	vivace
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Flouve odorante	vert	25	vivace
<i>Cynosorus cristatus</i>	Crételle des prés	vert	35	vivace
<i>Festuca ovina</i>	Fétuque ovine	vert	45	vivace
<i>Festuca rubra rubra</i>	Fétuque rouge traçante	vert	40	vivace

Annexe 2b : Composition des semis du mélange « Sedamix Noues et Berge » réalisées en mai 2019 sur la zone humide de la zone de compensation.

Source du tableau et du mélange **Nungesser Semence** (<https://nungesser-semences.fr/nos-melanges-sedamix.html>)

Composition SEDAMIX® Noues, Berges

Nom latin	Nom commun	Couleur	Hauteur	Floraison (en mois)	Pérennité
30% Fleurs sauvages					
ACHILLEA	Achillée	blanc	50 cm	7 - 9	vivace
MILLEFOLIUM	millefeuille				
ACHILLEA PTARMICA	Herbe à éternuer	blanc	40 cm	7 - 9	vivace
ANGELICA	Angélique des bois	blanc	150 cm	7 - 9	vivace
SYLVESTRIS					
ANTHRISCUS	Anthrisque	blanc	100 cm	6 - 8	vivace
SYLVESTRIS	sauvage				
CENTAUREA JACEA	Centaurée jacée	rouge	80 cm	6 - 9	vivace
CREPIS BIENNIS	Crépide bisannuelle	jaune	80 cm	5 - 7	bisannuelle
FILIPENDULA	Reine des prés	blanc	90 cm	7 - 8	vivace
ULMARIA					
GALIUM MOLUGO	Gaillet blanc	blanc	60 cm	5 - 9	vivace
GALIUM VERUM	Gaillet jaune	jaune	70 cm	6 - 9	vivace
HERACLEUM	Patte d'ours	blanc	100 cm	6 - 10	bisannuelle et
SPHONDYLEUM					vivace
LEUCANTHEMUM	Marguerite	blanc	60 cm	6 - 9	vivace
VULGARE					
LOTUS	Lotier des marais	jaune	20 cm	5 - 7	vivace
PEDUNCULATUS					
LYTHRUM SALICARIA	Salicaire commune	rose	85 cm	7 - 9	vivace
PLANTAGO	Plantain lancéolé	blanc	25 cm	5 - 9	vivace
LANCEOLATA					
PRUNELLA VULGARIS	Brunelle commune	violet	15 cm	6 - 10	vivace
SALVIA PRATENSIS	Sauge des prés	violet	45 cm	5 - 8	vivace
SILENE DIOICA	Compagnon rouge	rouge	60 cm	4 - 9	vivace
SILENE FLOS CUCULI	Lychnis fleur de coucou	rose	55 cm	5 - 7	vivace
70% Graminées					
ALOPECURUS PRATENSIS	Vulpin des prés	vert foncé	40 cm	4 - 5	vivace
ANTHOXANTUM ODORATUM	Flouve odorante	vert clair	25 cm	4 - 5	vivace
DESCHAMPSIA CAESPITOSA	Canche cespiteuse	vert clair	85 cm	5 - 6	vivace
FESTUCA	Fétuque élevée	vert clair	140 cm	6	vivace
ARUNDINACEA					
HOLCUS LANATUS	Houlque laineuse	vert clair	40 cm	6 - 7	vivace
PHALARIS ARUNDINACEA	Alpiste faux roseau	vert foncé	125 cm	5 - 6	vivace
POA PALUSTRIS	Paturin des marais	vert clair	65 cm		vivace

Annexe 2c : Composition des semis du mélange « Sedamix Platine » réalisées en novembre 2018 sur le talus des merlons de la zone de compensation.

Source du tableau et du mélange **Nungesser Semence** (<https://nungesser-semences.fr/nos-melanges-sedamix.html>)

Composition SEDAMIX® Platine

Nom latin	Nom commun	Couleur	Hauteur (cm)	Floraison (mois)	Pérennité
50% Fleurs					
<i>Achillea millefolium</i>	Achillée millefeuille	blanc	50	7 - 9	vivace
<i>Agrostemma githago</i>	Nielle des blés	rose	65	6 - 7	annuelle
<i>Anthemis tinctoria</i>	Anthemis des teinturiers	jaune	35	5 - 7	vivace
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Anthyllide vulnéraire	jaune	20	4 - 6	vivace
<i>Bellis perennis</i>	Pâquerette	Pâquerette	10	4 - 11	vivace
<i>Berteroa incana</i>	Bertéroa blanchâtre	blanc	40		annuelle
<i>Campanula glomerata</i>	Campanule agglomérée	violet	35	6 - 8	vivace
<i>Centaurea cyanus</i>	Bleuet	bleu	60	6 - 8	annuelle
<i>Centaurea jacea</i>	Centaurée jacée	rouge	80	6 - 9	vivace
<i>Centaurea scabiosa</i>	Centaurée scabieuse	rose	75	7 - 9	vivace
<i>Centaurea stoebe</i>	Centaurée du Rhinparme		75	7 - 9	vivace
<i>Chrysanthemum segetum</i>	Chrysant. des moissons	jaune	50	7 - 9	annuelle
<i>Daucus carota</i>	Carotte sauvage	blanc	100	7 - 9	bisannuelle
<i>Dianthus carthusianorum</i>	Oeillet des chartreux	fuschia	40	5 - 8	vivace
<i>Echium vulgare</i>	Vipérine commune	bleu	70	6 - 9	bisannuelle
<i>Galium album</i>	Gaillet blanc	blanc	60	5 - 9	vivace
<i>Galium verum</i>	Gaillet jaune	jaune	70	6 - 9	vivace
<i>Helianthemum nummularium</i>	Hélianthème vulgaire	jaune	8	6 - 8	vivace
<i>Hieraceum pilosella</i>	Epervière piloselle	jaune	18	5 - 8	vivace
<i>Hippocrepis comosa</i>	Fer à cheval	jaune	15	5 - 7	vivace
<i>Hypericum perforatum</i>	Millepertuis perforé	jaune	60	6 - 8	vivace
<i>Hypochoeris radicata</i>	Porcelle enracinée	jaune	35	6 - 10	vivace
<i>Knautia arvensis</i>	knautie des champs	bleu	70	6 - 8	vivace
<i>Lathyrus pratensis</i>	Gesse des prés	jaune	55	5 - 8	vivace
<i>Leontodon autumnalis</i>	Liondent d'automne	jaune	30	7 - 9	vivace
<i>Leontodon hispidus</i>	Liondent hispide	jaune	30	6 - 9	vivace
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Marguerite	blanc	60	6 - 9	vivace
<i>Lotus corniculatus</i>	Lotier corniculé	jaune	18	6 - 8	vivace
<i>Malva moschata</i>	Mauve musquée	rose	50	5 - 9	vivace
<i>Matricaria recutita</i>	Petite camomille	blanc	30	5 - 8	annuelle
<i>Medicago lupulina</i>	Minette	jaune	20	5 - 9	annuelle
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Sainfoin	rose	45	5 - 8	vivace
<i>Origanum vulgare</i>	Marjolaine sauvage	rose	40	7 - 10	vivace
<i>Papaver rhoeas</i>	Coquelicot	rouge	50	5 - 7	annuelle
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	Phacélie	bleu	60	5 - 9	annuelle
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	Potentille printanière	jaune	15	3 - 4	vivace
<i>Primula veris</i>	Primevère officinale	jaune	15	3 - 5	vivace
<i>Prunella grandiflora</i>	Brunelle à grandes fleurs	mauve	20	7 - 8	vivace
<i>Prunella vulgaris</i>	Brunelle commune	violet	15	6 - 10	vivace
<i>Ranunculus bulbosus</i>	renoncule bulbeuse	jaune	25	3 - 7	vivace
<i>Reseda lutea</i>	Réséda jaune	jaune	35	5 - 9	annuelle ou bisan
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	Rhinanthe crête-de-coq	jaune	30	5 - 8	annuelle
<i>Rhinanthus minor</i>	Petit Rhinante	jaune	30	5 - 8	annuelle
<i>Salvia pratensis</i>	Sauge des prés	violet	45	5 - 8	vivace
<i>Scabiosa columbaria</i>	Scabieuse colombarie	mauve	60	6 - 9	vivace
<i>Securigera varia</i>	Coronille bigarée	rose lilas	45	6 - 8	vivace
<i>Silene vulgaris</i>	Silène enflé	blanc	60	6 - 7	vivace
<i>Thymus pulegioides</i>	Thym pouliot	rose	13	7 - 10	vivace
<i>Tragopogon pratensis</i>	Salsifis des prés	jaune	80	5 - 7	annuelle ou vivace
<i>Vicia cracca</i>	Vesce à épis	violet	75	7 - 8	vivace
50% GRAMINEES					
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Flouve odorante				
<i>Briza media</i>	Amourette				
<i>Bromus erectus</i>	Brome érigé				
<i>Festuca ovina</i>	Fétuque ovine				
<i>Festuca rubra</i>	Fétuque rouge				
<i>Koeleria macrantha</i>	Koelérie grêle				

Annexe 3 : Résultats obtenus lors de la caractérisation pédologique initiale (TO) des zones de test (Mars 2019)

Z1 et 1bis = zones mésophiles sur les merlons ; Zone 2 : zone hygrophile ; Zone 3 : zone très hygrophile. Les codes couleurs correspondent aux couleurs présentes dans le code Munsell. EG. : Eléments grossiers ; Ctot : carbone total ; Ntot : Azote total ; MWD : Mean Weight Diameter (Le bissonais, 1996)

Nom de l'échantillon	Code	Zone	Couleur	Granulométrie			%age volumique EG	Densité apparente totale	Ctot(%)	Ntot (%)	C/N	Stabilité des agrégats MWD			pH
				%sable	%limon	%argile						Humectation rapide	Humectation lente	désagrégation rapide	
Z0PF3	REIZ0PF3	1	2,5Y4/3	51,4205363	40,7728132	7,8066505	10,7532656	1,03412208	2,8253	0,0882	32,0328798	1,29216567	1,580075	1,645804196	7,72
Z0PF4	REIZ0PF4	1	2,5Y 4/3				23,149492	1,22375845	NA	NA	NA	1,58508551	1,66636816	2,400999001	NA
Z0PF7	REIZ0PF7	1	2,5Y 3/3	50,675341	41,2364037	8,08825525	8,88171263	0,98216494	2,5476	0,0681	37,4096916	1,17824675	2,85581918	1,483075	7,854
Z0PF12	REIZ0PF12	1	2,5Y 5/4	36,6472979	48,8680893	14,4846128	4,71625544	0,83124667	0,8332	0,0557	14,9587074	2,12226658	2,54607362	2,041451415	7,675
Z0PF15	REIZ0PF15	1	5Y 3/2	45,1807521	45,4776398	9,3416081	10,1030479	0,96216523	3,0982	0,109	28,4238532	1,91720073	2,75281137	1,57169697	7,861
Z0PF18	REIZ0PF18	1	5Y 3/2	49,4154936	42,0201478	8,56435866	26,1509434	1,27111661	3,1968	0,0901	35,4805771	2,50373357	2,41752086	2,949262972	7,588
Z0PF19	REIZ0PF19	1		51,1257158	36,8947116	11,9795726			2,61377525	0,15408392	16,9633224	2,30446721	2,90537767	2,235873147	
Z0PF20	REIZ0PF20	1	2,5Y 4/3	57,1525342	35,0688232	7,77864263	12,9731495	0,88924523	2,5883	0,0926	27,9514039	1,01683029	1,12117812	2,058590463	7,69
Z0PF26	REIZ0PF26	1	2,5Y 3/2	52,36675	39,4966037	8,13664626	13,2641509	0,91066644	3,2643	0,1211	26,9554088	2,49564777	2,27560811	2,053436658	7,81
Z0PF29	REIZ0PF29	1	5Y 3/2	43,906265	46,2848668	9,80886827	21,2496372	1,10117883	3,1177	0,1013	30,7769003	2,05034014	2,50427989	2,115437158	7,826
Z0PF30	REIZ0PF30	1	2,5Y 4/3	57,7602637	34,9105799	7,32915642	15,1872279	1,07199897	3,3127	0,111	29,8441441	1,93359473	2,3895466	1,570963705	7,759
Z0PF34	REIZ0PF34	1	10YR 3/2	49,0924504	42,6830018	8,22454777	8,51741655	0,99600743	2,9463	0,1149	25,6422977	1,561825	2,22258225	1,800998004	7,706
Z1PF3	REIZ1PF3	1b	10YR 4/3	65,7232444	27,8505289	6,4262267	14,7206096	1,11092537	2,5349	0,1204	21,0539867	2,02384045	1,93756957	2,234415584	7,909
Z1PF5	REIZ1PF5	1b	10YR 4/2	50,178694	41,1390913	8,68221469	10,0507983	1,0263893	4,2813	0,193	22,1829016	1,47439024	1,61052097	1,771025815	7,625
Z1PF8	REIZ1PF8	1b	5Y 3/1	56,2094637	35,7109801	8,07955626	13,0507983	1,09495977	4,7724	0,2461	19,392117	1,9696	1,39937562	2,81355	7,587
Z1PF10	REIZ1PF10	1b	2,5Y 4/2	56,8726872	35,128904	7,99840877	8,50072569	1,01361075	3,0594	0,1409	21,7132718	1,35923845	1,71828964	1,557752179	7,665
Z1PF12	REIZ1PF12	1b	10YR 4/4	58,4976709	34,0796696	7,42265944	9,0413643	1,07627012	2,5874	0,112	23,1017857	1,28270171	1,37696195	1,729559179	7,73
Z1PF20	REIZ1PF20	1b	10YR 3/3	55,2276838	36,6042712	8,16804508	8,99782293	1,04417716	2,8519	0,1313	21,7204874	1,31911043	1,54178922	1,651564417	7,697
Z1PF22	REIZ1PF22	1b	2,5Y 4/2	60,082441	32,4917732	7,42578575	8,16698056	0,96069438	2,815	0,1249	22,5380304	1,66005193	1,93579377	1,627198212	7,848
Z1PF23	REIZ1PF23	1b	5Y 3/1	54,6968774	37,0687737	8,23434899	13,4107402	1,16907341	2,5805	0,1052	24,5294677	1,19509018	1,70735736	1,802905759	7,627
Z1PF25	REIZ1PF25	1b	10YR 4/2	63,4807774	29,7320737	6,78714894	7,88969521	0,9814644	3,2641	0,166	19,663253	1,40051253	1,64730114	1,436518771	7,604
Z1PF28	REIZ1PF28	1b	10YR 5/4	59,1630274	33,744009	7,09296363	16,0029028	1,31353307	2,9206	0,1239	23,5722357	1,43267568	1,79235135	2,011920173	7,676
Z1PF33	REIZ1PF33	1b	10YR 4/2	61,9365825	31,4042298	6,65918777	8,01741655	1,00849832	3,0044	0,0922	32,5856833	1,28435829	1,39724599	1,137977707	7,858
Z2PF3	REIZ2PF3	2	10YR3/4	75,8542415	18,6702164	5,47554212	2,60087083	1,20453513	0,3467	0	#DIV/0!	1,15414747	1,04067894	1,63786697	7,84
Z2PF4	REIZ2PF4	2	10YR 4/4	73,4886137	20,957658	5,55372832	4,12481858	1,3230436	0,5646	0	#DIV/0!	1,25733533	1,03696304	1,396510469	7,84
Z2PF6	REIZ2PF6	2	10YR 4/3	67,6826534	25,7951233	6,5222233	6,79245283	1,55259051	0,4928	0	#DIV/0!	1,0578	1,25686128	1,572225	7,98
Z2PF11	REIZ2PF11	2	10YR 4/4	67,4188432	24,7753994	7,80575743	6,66400581	0,9762331	0,4712	0	#DIV/0!	1,37844655	1,41790709	1,237587413	8,025
Z2PF15	REIZ2PF15	2	10YR 4/6	71,8129214	22,6362754	5,55080318	4,17634253	1,24535688	0,31	0	#DIV/0!	1,60264471	1,40242016	1,649800399	7,975
Z2PF16	REIZ2PF16	2	10YR 3/3	76,6746085	17,3039806	6,02141084	7,00072569	1,12189176	0,4219	0	#DIV/0!	1,32363459	1,60875486	1,523024611	8,062
Z2PF19	REIZ2PF19	2	2,5Y 4/4	83,0177795	12,8287302	4,15349028	15,5885341	1,34839686	0,3598	0	#DIV/0!	2,93721311	2,64838621	2,726006529	8,155
Z2PF22	REIZ2PF22	2	10YR 4/4	66,3939957	25,6442233	7,96178101	7,69593614	1,31197303	0,475	0	#DIV/0!	1,04425926	1,48212703	1,908703704	7,979
Z2PF25	REIZ2PF25	2	10YR 5/6	43,6700167	41,1414163	15,188567	6,49854862	1,29248639	0,4742	0	#DIV/0!	0,93846154	1,145025	1,344825	8,014
Z2PF26	REIZ2PF26	2	10YR 4/6	62,2629235	28,4462334	9,29084313	9,27793904	1,25443841	0,6066	0	#DIV/0!	1,15035497	1,28253043	1,242816973	8
Z2PF30	REIZ2PF30	2	10YR 5/6	72,2896226	20,4014608	7,30891659	10,9651669	1,37098835	0,396	0	#DIV/0!	1,61056976	1,73707537	1,909308511	7,82
Z3PF2	REIZ3PF2	3	10YR 3/2	46,1695397	42,8918603	10,9386	9,1436865	1,20829628	2,3122	0,081	28,545679	1,10092166	1,67833717	1,677924312	7,798
Z3PF4	REIZ3PF4	3	7,5YR 4/1	26,8106658	59,929366	13,2599682	3,88243832	1,21044991	2,5661	0,1015	25,2817734	1,06763972	1,67984515	1,905383848	7,795
Z3PF7	REIZ3PF7	3	10YR 4/4	54,5377829	36,1038812	9,35833587	4,77576197	1,20455082	2,2154	0,0768	28,8463542	1,181075	1,36749002	1,632975	7,745
Z3PF10	REIZ3PF10	3	2,5Y 3/2	23,9303329	63,288176	12,7814911	0,30551524	1,31197303	2,7106	0,1033	26,2400774	0,55224775	0,79160839	1,021028971	7,689
Z3PF11	REIZ3PF11	3	10YR 4/1	36,7789051	50,6228759	12,598219	5,20609579	1,15836688	2,1914	0,0823	26,6269745	0,81751497	1,56526946	2,042040918	7,723
Z3PF15	REIZ3PF15	3	10YR 4/1	52,5050338	37,1258688	10,3690974	7,24528302	1,25827832	1,4244	0,0642	22,1869159	1,13436281	1,2193904	1,967810881	7,735
Z3PF16	REIZ3PF16	3	10YR 4/1	34,6446534	52,9668678	12,3884788	4,39404935	1,45158744	2,727	0,0956	28,5251046	0,58043716	0,7523523	1,051142546	NA
Z3PF18	REIZ3PF17	3	7,5 R 5/1	54,6243274	35,8452187	9,53045397	1,85195936	1,28242409	1,4426	0,0615	23,4569106	1,26759259	1,09032496	2,197333333	NA

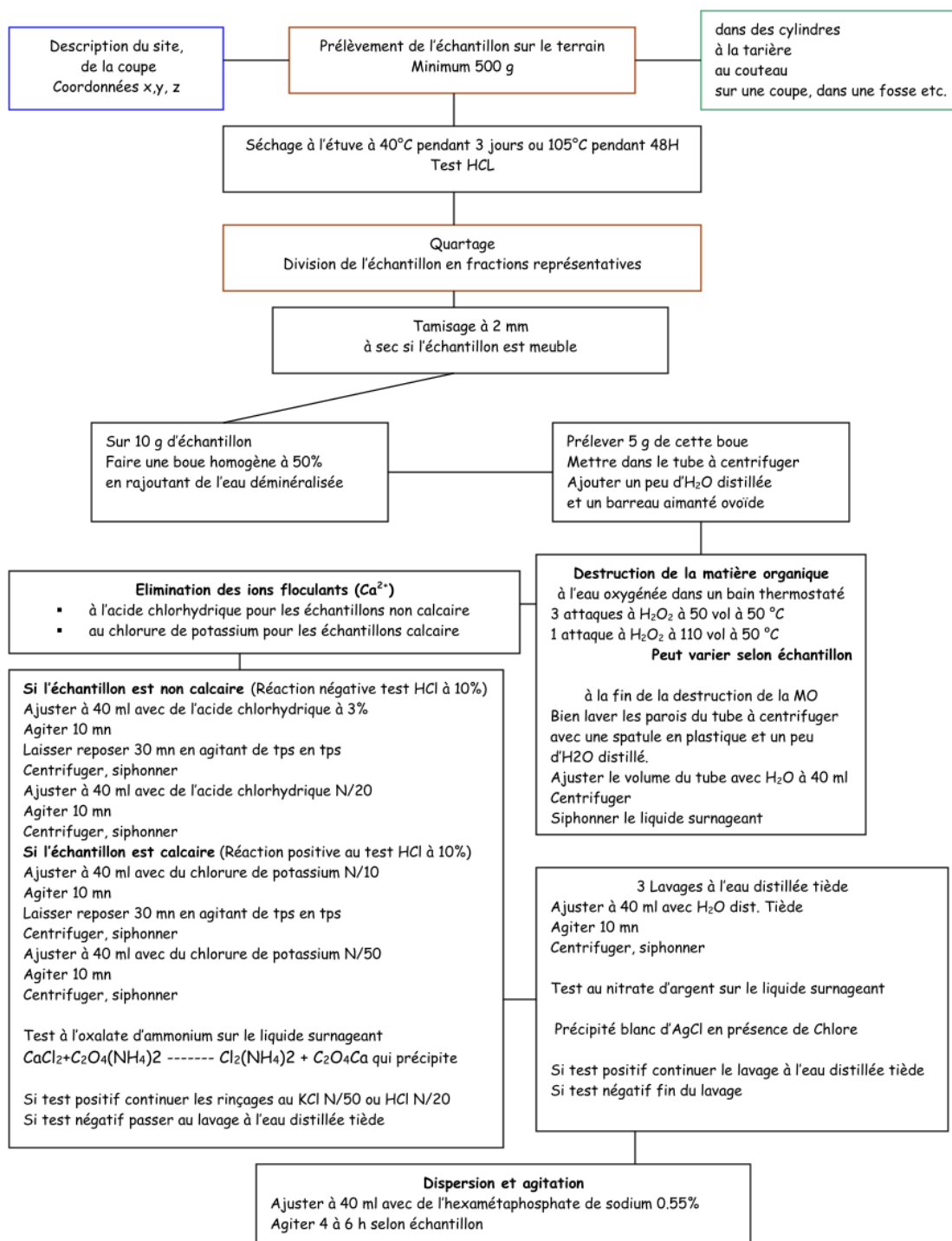
Annexe 4 : Teneurs en ETMM mesurées par la méthode XRF lors de la caractérisation initiale (T0) des zones de test

Sr : Strontium ; U : Uranium, Th : Thorium, Pb : Plomb, As : Arsenic, Zn : Zinc, Cu : Cuivre, Ni : Nickel, Co : Cobalt, Fe : Fer, Mn : Manganèse, Cr : Chrome, V : Vanadium, Ti : Titane, Sc : Scandium, Ca : Calcium, K : potassium, Sb : Antimoine, Ba : Barium, Cs : Cesium , Te : Tellure : en partie par million (PPM)

Nom de l'échantillon	Code	Concentration en ETM (PPM)																					
		Sr	U	Rb	Th	Pb	As	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V	Ti	Sc	Ca	K	S	Ba	Cs	Te
ZOPF3	REIZOPF3	158,5	3,1	71,7	12,2	57,8	29,7	77,1	20,7	51,0	0,0	16209,9	389,3	110,7	62,0	2305,1	165,2	57382,2	9765,7	2671,5	342,8	0,0	0,0
ZOPF4	REIZOPF4																						
ZOPF7	REIZOPF7	163,7	0,0	65,4	9,9	61,8	27,8	74,0	19,1	0,0	0,0	16280,2	469,8	98,1	52,3	2261,7	156,8	63277,8	9718,1	2172,4	326,6	0,0	0,0
ZOPF12	REIZOPF12	86,5	0,0	82,3	12,6	59,1	33,5	82,4	23,1	55,4	58,3	25295,9	448,0	136,5	92,0	2952,6	82,3	19610,8	10074,5	1836,4	400,1	11,7	0,0
ZOPF15	REIZOPF15	146,6	0,0	64,0	10,2	59,8	27,3	73,8	8,1	41,1	0,0	14979,6	423,2	86,6	57,2	2087,4	126,4	55663,1	9685,4	2254,3	334,4	0,0	0,0
ZOPF18	REIZOPF18	158,6	0,0	64,6	7,1	59,9	29,9	82,8	0,0	0,0	0,0	13302,1	275,0	85,4	44,0	1559,3	159,1	55766,7	8923,1	2673,6	244,6	0,0	0,0
ZOPF19	REIZOPF19	100,5	0,0	75,7	9,8	57,7	27,4	84,2	30,9	0,0	0,0	20093,6	223,6	110,0	74,3	2459,8	63,2	24748,8	9931,3	2113,4	291,1	0,0	0,0
ZOPF20	REIZOPF20	118,3	0,0	62,5	8,5	60,0	24,1	71,3	29,8	0,0	0,0	13685,8	329,5	100,8	50,6	1778,3	80,4	43828,1	8916,0	2219,9	198,0	0,0	0,0
ZOPF26	REIZOPF26	161,1	0,0	65,0	10,7	57,6	28,7	73,5	0,0	58,2	0,0	15339,6	410,7	104,6	56,4	2126,4	140,2	55123,2	9350,8	2475,4	287,0	4,0	0,0
ZOPF29	REIZOPF29	150,3	0,0	68,1	5,4	56,9	30,5	79,3	9,6	16,0	0,0	14547,1	328,9	96,3	60,5	2046,5	161,6	58857,6	9526,3	2368,7	290,5	0,0	0,0
ZOPF30	REIZOPF30	150,9	0,0	61,2	9,8	58,2	25,9	81,4	8,9	0,0	44,5	14368,0	338,4	82,6	47,8	1832,6	194,3	56878,9	8928,4	2280,5	281,2	0,0	0,0
ZOPF34	REIZOPF34	146,0	2,9	65,7	10,8	61,5	24,7	78,1	16,9	40,2	0,0	15288,5	398,3	103,3	57,3	2191,9	187,7	54264,5	10062,8	2166,6	309,1	5,2	0,0
Z1PF3	REIZ1PF3	112,7	0,0	66,6	8,2	55,7	26,9	63,4	0,0	0,0	0,0	14094,5	284,0	81,8	55,2	2089,3	93,5	40686,3	9219,1	1744,0	262,4	0,0	0,0
Z1PF5	REIZ1PF5	130,0	2,9	59,2	6,7	53,6	25,8	57,1	9,6	13,5	0,0	13102,5	302,0	87,9	48,6	2012,9	148,3	53307,0	9223,9	2569,5	223,5	0,0	0,0
Z1PF8	REIZ1PF8	132,6	0,0	54,2	8,7	59,9	27,8	78,1	16,0	13,4	0,0	14809,1	338,4	101,1	50,6	1999,2	141,7	48073,6	9045,1	2369,8	216,8	0,0	0,0
Z1PF10	REIZ1PF10	118,4	0,0	64,5	8,1	57,5	28,1	68,2	15,8	0,0	0,0	14749,6	399,8	95,0	52,2	2232,8	135,8	47381,4	10319,4	2156,0	259,9	0,0	0,0
Z1PF12	REIZ1PF12	120,7	0,0	61,6	8,8	59,5	26,5	78,7	25,2	0,0	0,0	14587,8	459,6	97,6	49,4	2234,2	123,1	46554,2	9526,0	1834,3	217,1	0,0	0,0
Z1PF20	REIZ1PF20	112,2	0,0	61,6	8,1	63,4	26,1	77,9	8,1	0,0	37,0	13828,5	353,7	93,3	29,8	1927,9	75,6	46062,5	8708,6	2341,1	175,6	0,0	0,0
Z1PF22	REIZ1PF22	116,8	0,0	65,4	9,4	55,1	26,1	83,9	8,6	0,0	0,0	14487,2	429,1	92,3	50,1	2184,4	99,0	43883,3	9197,0	2124,0	266,6	0,0	0,0
Z1PF23	REIZ1PF23	113,5	0,0	70,7	11,2	58,2	28,0	103,7	0,0	15,7	0,0	15179,8	320,4	79,9	50,8	2100,1	95,4	38103,6	9218,3	2320,2	291,6	0,0	0,0
Z1PF25	REIZ1PF25	122,1	0,0	63,2	8,3	58,9	26,5	77,2	7,2	13,7	39,7	14466,7	510,3	92,6	66,1	2056,2	125,2	46259,3	9432,7	2300,8	260,2	0,0	0,0
Z1PF28	REIZ1PF28	115,4	0,0	61,7	9,8	56,0	26,4	73,4	15,5	15,1	0,0	13073,8	501,9	94,7	47,9	2095,6	110,8	44881,4	9631,3	2078,0	260,8	0,0	0,0
Z1PF33	REIZ1PF33	155,6	0,0	66,1	9,0	62,6	28,8	74,1	17,4	37,4	0,0	12438,5	323,4	89,9	41,7	1942,5	140,7	61790,9	9799,2	2104,3	286,1	0,0	0,0
Z2PF3	REIZ2PF3	54,6	0,0	68,2	10,3	56,0	26,1	70,4	14,0	37,7	0,0	17259,4	540,8	129,7	73,3	2714,8	0,0	7773,5	11713,9	2087,0	382,8	9,2	0,0
Z2PF4	REIZ2PF4	75,4	0,0	76,8	10,3	56,8	29,0	80,6	29,8	28,6	0,0	22412,8	921,3	112,0	63,3	2594,6	17,1	12896,6	10369,7	1661,3	391,8	10,1	0,0
Z2PF6	REIZ2PF6	68,3	0,0	76,5	11,3	53,4	27,7	83,3	20,0	61,2	52,8	21995,5	652,5	130,4	88,5	2923,7	15,0	12722,2	11540,5	1995,4	352,7	0,0	0,0
Z2PF11	REIZ2PF11	72,8	0,0	75,1	8,7	53,3	25,0	69,8	17,9	0,0	0,0	18691,6	452,6	127,8	61,8	2741,9	14,6	11067,3	10937,0	1753,3	383,9	0,0	0,0
Z2PF15	REIZ2PF15	54,0	0,0	66,8	6,5	50,9	24,2	71,0	7,6	13,2	46,6	15247,5	439,8	120,4	60,5	2622,1	0,0	8323,3	11421,8	1716,5	382,8	6,7	0,0
Z2PF16	REIZ2PF16	63,9	0,0	67,2	9,4	51,5	28,5	73,5	7,8	34,3	0,0	17011,4	364,5	106,1	65,2	2357,8	31,1	11764,0	10027,9	1995,5	299,5	0,0	0,0
Z2PF19	REIZ2PF19	64,8	0,0	66,6	4,6	49,4	23,7	52,5	0,0	14,7	0,0	12296,6	238,4	102,2	54,7	1892,9	0,0	16018,9	10420,8	2007,4	434,3	10,3	0,0
Z2PF22	REIZ2PF22	68,0	0,0	74,7	10,1	55,0	26,4	73,2	29,3	13,2	62,4	20434,2	543,4	106,4	63,8	2463,6	18,1	12157,5	10438,0	1910,4	410,3	16,3	11,3
Z2PF25	REIZ2PF25	68,8	0,0	79,2	9,8	64,7	23,7	79,6	15,9	40,1	0,0	25752,5	334,2	129,9	89,9	2869,0	14,6	11101,9	10554,3	1589,9	391,2	9,1	0,0
Z2PF26	REIZ2PF26	69,3	0,0	69,3	10,8	51,8	29,6	73,9	18,6	31,2	0,0	20033,5	489,5	130,9	73,5	2705,2	0,0	15802,5	10754,0	1845,6	370,8	8,3	0,0
Z2PF30	REIZ2PF30	50,7	0,0	51,9	8,3	44,1	23,9	61,5	0,0	19,4	0,0	20363,8	215,3	99,1	39,5	1850,5	13,7	8396,9	7198,5	1539,7	236,4	0,0	0,0
Z3PF2	REIZ3PF2	126,7	0,0	74,5	11,6	60,2	26,4	72,2	8,2	35,1	0,0	16685,9	363,3	136,7	70,6	2365,8	141,9	47875,8	10283,6	1839,8	332,6	9,0	0,0
Z3PF4	REIZ3PF4	131,1	0,0	77,0	12,1	57,4	28,0	81,3	33,8	20,1	48,0	18068,1	300,9	119,0	82,1	2574,5	146,8	43640,1	11039,2	1920,3	294,0	5,3	0,0
Z3PF7	REIZ3PF7	113,1	0,0	75,5	9,8	60,8	22,7	67,7	26,5	47,1	0,0	16157,4	391,9	115,8	70,4	2389,8	121,6	45936,7	10731,0	1937,8	337,9	4,6	0,0
Z3PF10	REIZ3PF10	156,0	0,0	76,1	14,5	55,6	29,3	80,9	20,8	39,0	0,0	16953,3	290,6	126,0	74,5	2769,5	147,0	48596,7	11322,3	2229,5	353,2	0,0	0,0
Z3PF11	REIZ3PF11	128,1	0,0	67,9	9,9	63,0	29,2	84,6	33,2	0,0	53,9	18736,4	385,2	112,3	69,3	2433,3	113,6	40569,4	9919,0	2117,6	277,0	0,0	0,0
Z3PF15	REIZ3PF15	92,7	0,0	74,7	9,2	61,3	26,6	77,2	17,2	37,4	0,0	20148,9	866,2	110,3	75,0	2677,9	69,5	26779,4	11147,0	1707,1	343,3	0,0	0,0
Z3PF16	REIZ3PF16	140,7	0,0	71,8	10,0	55,8	27,0	74,8	9,8	20,8	0,0	17459,3	348,4	125,4	79,2	2533,2	172,3	49968,7	11263,5	2097,7	292,2	4,0	0,0
Z3PF18	REIZ3PF17	110,8	0,0	72,1	9,6	55,8	27,0	74,7	8,6	39,9	0,0	20014,9	415,0	113,3	60,1	2563,0	88,0	30815,7	10081,4	1846,6	322,8	8,7	0,0

Annexe 5 : Schéma récapitulatif du protocole de préparation des échantillons pour l'analyse granulométrique du sol (Trautmann, 2019)

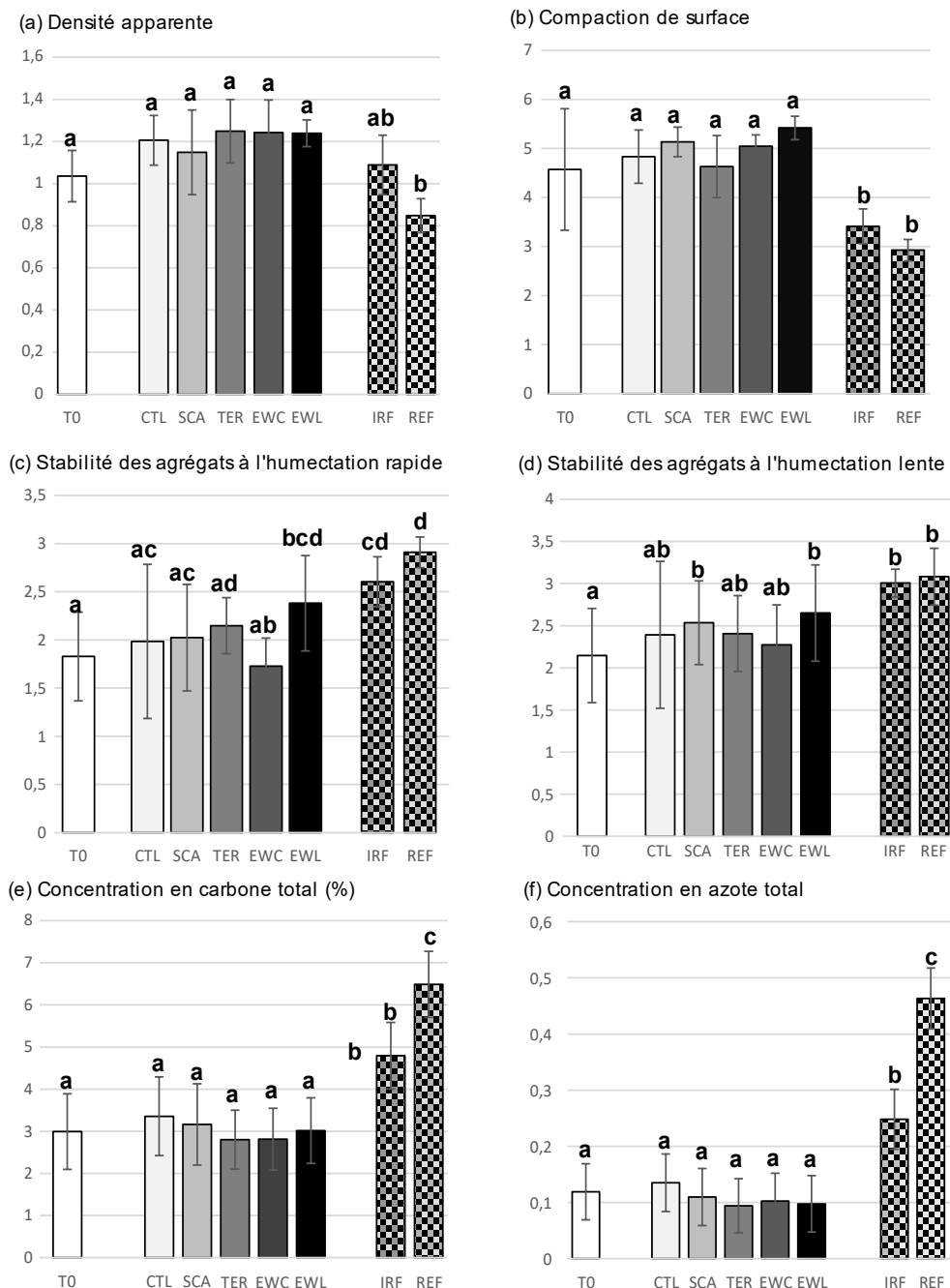
Les différentes étapes du prélèvement au traitement de l'échantillon dans le cadre de la mesure de la granulométrie sont détaillées dans ce schéma et notamment les étapes de destruction de la matière organique, de floculation et de dispersion de l'échantillon. Ce schéma est issu du protocole de mesure de la granulométrie des sols développé par Martine Trautmann (auteure du schéma) au laboratoire des sols de l'EOST, Strasbourg (2019).



Annexe 6 : Résultats des techniques de restauration sur les aspects structurels et physico chimiques des sols de la **zone mésophile**

a) densité apparente du sol **b)** compaction de la surface du sol, **c) et d)** stabilité des agrégats du sol en fonction de l'événement hydrologique **c)** mouillage rapide et **d)** mouillage lent (Le Bissonais *et al.* 1996). MWD (Mean Weight Diameter) correspond à la taille moyenne des agrégats après traitement. **e)** Teneur en carbone total du sol **f)** Teneur en azote total du sol.

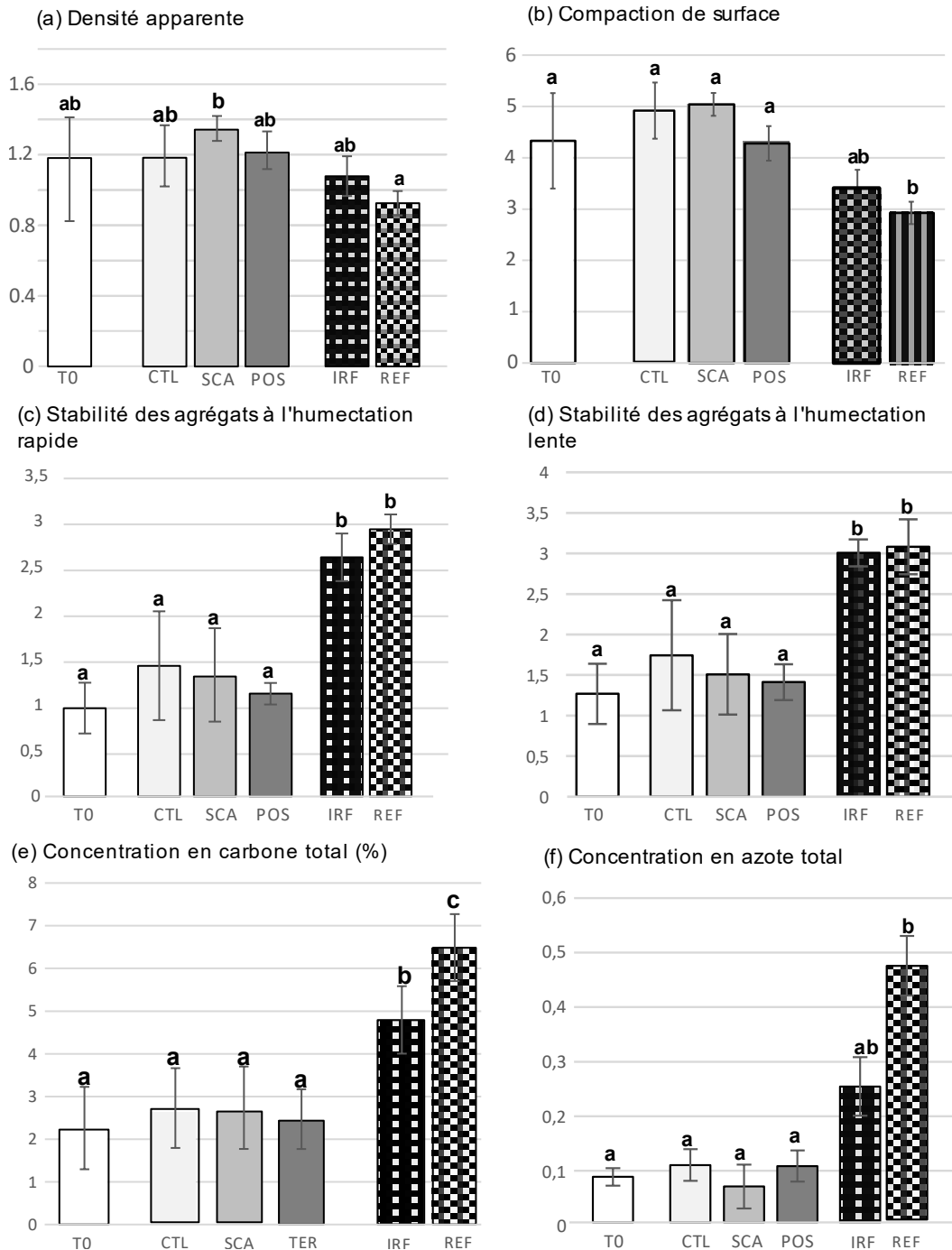
Approches de restauration testée : **T0** : Valeur avant la mise en œuvre de toute technique (2019) **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : apport de matière organique (terreau) ; **EWC** : inoculation de vers de terre d'origine commerciale ; **EWL** : inoculation de communautés locales de vers de terre ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. Les barres représentent les écarts types standards.



Annexe 7 Résultats des techniques de restauration sur les aspects structurels et physico chimiques des sols de la zone très hygrophile

a) densité apparente du sol **b)** compaction de la surface du sol, **c) et d)** stabilité des agrégats du sol en fonction de l'événement hydrologique **c)** mouillage rapide et **d)** mouillage lent (Le Bissonais *et al.* 1996). MWD (Mean Weight Diameter) correspond à la taille moyenne des agrégats après traitement. **e)** Teneur en carbone total du sol **f)** Teneur en azote total du sol.

Approches de restauration testée : **T0** : Valeur avant la mise en œuvre de toute technique (2019) **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : apport de matière organique (terreau) ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. Les barres représentent les écarts types standards.



Annexe 8 : Impact des techniques de restauration sur les caractéristiques de la communauté végétale observée sur la zone mésophile.

Les moyennes (\pm écart-type) sont données (n=5). **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : Apport de matière organique (terreau) ; **EWC** : inoculation de vers de terre d'origine commerciale ; **EWL** : inoculation de la communauté locale de vers de terre ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. ns : pas de différences significatives ; * les valeurs sont significativement différentes, le nombre d'étoiles augmente avec la significativité du test. Aucune végétation n'était présente au début des expérimentations (T0).

Plant communities	CTL	SCA	POS	EWC	EWL	IRF	REF	Anova
Recouvrement (%)								
Total	60 (\pm 20) ^a	58 (\pm 24.6) ^a	44 (\pm 10.8) ^a	53 (\pm 23.6) ^a	50(\pm 23.7) ^a	100 (\pm 0) ^b	99.4 (\pm 0.5) ^b	****
Légumineuses	55.6.0 (\pm 30.3) ^a	64.6 (\pm 27.4) ^a	46.9 (\pm 24.6) ^{ab}	38.72 (\pm 30.9) ^{ab}	35.2 (\pm 34.8) ^{ab}	13,2 (\pm 19,1) ^{ab}	2,7 (\pm 1,3) ^b	**
Graminoïdes	13.5 (\pm 6.6) ^a	13.3 (\pm 8.1) ^a	12.3 (\pm 4.3) ^a	9.5 (\pm 4.0) ^a	14.6 (\pm 8.5) ^a	70,6 (\pm 15,4) ^b	94,5 (\pm 6,7) ^c	****
Autre	40.4 (\pm 26.4)	15.0 (\pm 12)	21.5 (\pm 19.4)	43 (\pm 33.4)	31.9 (\pm 24.0)	37,0 (\pm 24,8)	11,5 (\pm 12,8)	ns
Richesse spécifique (nb.m²)								
Total	7.9 (\pm 2.3) ^a	6.8 (\pm 1.7) ^{ab}	6.7 (\pm 1.5) ^{ab}	6.8 (\pm 1.3) ^{ab}	6.6 (\pm 0.55) ^{ab}	5.8 (\pm 0.7) ^{ab}	4.6 (\pm 1) ^b	*
Légumineuses	1.6 (\pm 0.5) ^{ab}	2 (\pm 0.3) ^a	2 (\pm 0.5) ^a	1.7 (\pm 0.7) ^{ab}	1.3 (\pm 0.6) ^{ab}	1.2 (\pm 0.5) ^{ab}	0.9 (\pm 0.2) ^b	*
Graminoïdes	1.8 (\pm 1)	1.8 (\pm 1)	1.5 (\pm 0.5)	1.2 (\pm 0.3)	1.9 (\pm 0.5)	1.4 (\pm 0.5)	2.1 (\pm 0.4)	ns
Autre	4.5 (\pm 1.8) ^a	3 (\pm 1.2) ^{ab}	3.2 (\pm 1.3) ^{ab}	4 (\pm 0.9) ^a	3.4 (\pm 0.9) ^{ab}	3.4 (\pm 1.1) ^{ab}	1.6 (\pm 0.8) ^b	*
Diversité								
Total	2.1 (\pm 0.3) ^a	2.1 (\pm 0.4) ^a	1.9 (\pm 0.4) ^a	2.1 (\pm 0.2) ^a	2.1 (\pm 0.2) ^a	1.57 (\pm 0.34) ^a	0.73 (\pm 0.26) ^b	****
Légumineuses	0.8 (\pm 0.2)	1.1 (\pm 0.2)	1 (\pm 0.2)	0.7 (\pm 0.5)	0.7 (\pm 0.5)	0.51 (\pm 0.31)	0.56 (\pm 0.29)	ns
Graminoïdes	0.9 (\pm 0.3) ^{ab}	0.8 (\pm 0.5) ^{ab}	0.8 (\pm 0.2) ^{ab}	0.7 (\pm 0.1) ^{ab}	1 (\pm 0.3) ^a	0.5 (\pm 0.5) ^{ab}	0.26 (\pm 0.10) ^b	*
Autre	1.7 (\pm 0.2) ^a	1.3 (\pm 0.4) ^{ab}	1.4 (\pm 0.5) ^{ab}	1.7 (\pm 0.2) ^a	1.6 (\pm 0.3) ^a	1.32 (\pm 0.12) ^{ab}	0.74 (\pm 0.56) ^b	**
Biomasse sèche (g.m⁻²)								
Total	182 (\pm 359)	421 (\pm 723)	261 (\pm 502)	309 (\pm 188)	459(\pm 263)	438.6 (\pm 100.1)	333.1 (\pm 80)	ns
Légumineuses	115 (\pm 166)	316 (\pm 638)	175 (\pm 378)	140 (\pm 116)	386(\pm 166)	12.3 (\pm 11.5)	3 (\pm 2.9)	ns
Autre	29 (\pm 154)	59 (\pm 59)	57 (\pm 71)	136 (\pm 26)	50 (\pm 65)	24.2 (\pm 16.7)	8.4 (\pm 13.1)	ns
Graminoïdes	39 (\pm 39) ^a	46 (\pm 25) ^a	29 (\pm 53) ^a	33 (\pm 45) ^a	23 (\pm 33) ^a	402.1 (\pm 98.9) ^b	321.7 (\pm 80.6) ^b	*****
Espèces invasives								
Nombre d'espèces	1 (\pm 0.7)	0.2 (\pm 0.4)	0.2 (\pm 0.4)	0.2 (\pm 0.4)	0.4 (\pm 0.9)	0.6 (\pm 0.5)	0	ns
% recouvrement	3.2 (\pm 2.4) ^a	0.1 (\pm 0.2) ^b	0.2 (\pm 0.5) ^b	0.6 (\pm 1.3) ^b	0.7 (\pm 1.6) ^{ab}	1 (\pm 1) ^{ab}	0 ^b	**

Annexe 9 : Impact des techniques de restauration sur les caractéristiques de la communauté végétale observée sur la zone très hygrophile.

Les moyennes (\pm écart-type) sont données (n=5). **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : Apport de matière organique (terreau) ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence finale. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. ns : pas de différences significatives ; * les valeurs sont significativement différentes, le nombre d'étoiles augmente avec la significativité du test. Aucune végétation n'était présente au début des expérimentations (T0).

Communauté végétale	CTL	SCA	POS	IRF	REF	Anova/ Kruskal ¹
Recouvrement(%)						
Total ¹	57.4 (\pm 38.7) ^{ab}	45(\pm 20,9) ^b	56.8 (\pm 27.8) ^{ab}	100 (\pm 0) ^a	99.4 (\pm 0.5) ^{ab}	**1
Legumineuses	66.8 (\pm 37.9) ^{ab}	48.8 (\pm 27.9) ^{ab}	69.9 (\pm 31.5) ^b	13,2 (\pm 19,1) ^a	2,7 (\pm 1,3) ^{ab}	****1
Graminoïdes	16.3 (\pm 11.1) ^a	30.7 (\pm 16.7) ^a	17.8 (\pm 17.5) ^a	70,6 (\pm 15,4) ^b	94,5 (\pm 6,7) ^c	**
Autres espèces	11.1 (\pm 4.9)	17.24 (\pm 16.77)	12.47 (\pm 6)	37,0 (\pm 24,8)	11,5 (\pm 12,8)	ns¹
Richesse spécifique (nb.m²)						
Total	6.7(\pm 0.91) ^a	6.6 (\pm 1.39) ^a	5.3 (\pm 0.27) ^{ab}	5.8 (\pm 0.7) ^{ab}	4.6 (\pm 1) ^b	*
Legumineuses	1.4 (\pm 0.65)	1.6 (\pm 0.42)	1.2 (\pm 0.45)	1.2 (\pm 0.5)	0.9 (\pm 0.2)	ns
Graminoïdes	1.9 (\pm 0.74)	2.4 (\pm 0.96)	2.1 (\pm 0.22)	1.4 (\pm 0.5)	2.1 (\pm 0.4)	ns
Autres espèces	3.4 (\pm 0.89) ^b	2.6 (\pm 1.19) ^{ab}	2 (\pm 0.5) ^{ab}	3.4 (\pm 1.1) ^a	1.6 (\pm 0.8) ^b	*
Diversité						
Total	1.60 (\pm 0.52) ^a	1.89 (\pm 0.18) ^a	1.40 (\pm 0.40) ^a	1.57 (\pm 0.34) ^a	0.73 (\pm 0.26) ^b	**
Légumineuse	0.36 (\pm 0.29)	0.67 (\pm 0.41)	0.59 (\pm 0.34)	0.51 (\pm 0.31)	0.56 (\pm 0.29)	ns
Graminoïdes	0.93 (\pm 0.32) ^{ab}	1.05(\pm 0.0.47) ^b	0.92 (\pm 0.36) ^{ab}	0.5 (\pm 0.5) ^a	0.26 (\pm 0.10) ^{ab}	ns
Autres espèces	1.52 (\pm 0. 26) ^a	1.15 (\pm 0. 36) ^{ab}	1.06 (\pm 0.12) ^{ab}	1.32 (\pm 0.12) ^b	0.74 (\pm 0.56) ^a	***
Biomasse sèche (g.m⁻²)						
Total	273 (\pm 366)	105 (\pm 53)	247 (\pm 315)	438.6 (\pm 100.1)	333.1 (\pm 80)	ns
Legumineuses	236 (\pm 348)	64 (\pm 34)	189 (\pm 257)	12.3 (\pm 11.5)	3 (\pm 2.9)	ns
Autres espèces	12 (\pm 17)	15 (\pm 17)	8 (\pm 9)	24.2 (\pm 16.7)	8.4 (\pm 13.1)	ns
Graminoïdes	24(\pm 10) ^a	26 (\pm 20) ^a	51 (\pm 53) ^a	402.1 (\pm 98.9) ^b	321.7 (\pm 80.6) ^b	****
Espèces invasives						
Nombre d'espèces	0.8 (\pm 0.8)	0.6 (\pm 0.9)	0.4 (\pm 0.9)	0.6 (\pm 0.5)	0	ns
% de recouvrement	0.64(\pm 0.9)	0.8(\pm 1.3)	0.8 (\pm 1.8)	1 (\pm 1)	0	ns

Annexe 10 : Impact des techniques de restauration testées sur les communautés de mésofaune du sol de la zone mésophile.

Les moyennes (\pm écart-type) sont données (n=5). **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : Apport de matière organique (terreau) ; **EWC** : inoculation de vers de terre d'origine commerciale ; **EWL** : inoculation de la communauté locale de vers de terre ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence finale. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. ns : pas de différences significatives ; * les valeurs sont significativement différentes, le nombre d'étoiles augmente avec la significativité du test. Aucune végétation n'était présente au début des expérimentations (T0).

Communauté faunistique	T0	CTL	SCA	POS	EWC	EWL	IRF	REF	Anova/ Kruskall
Richesse en classe	1.2(\pm 1.6) ^a	3.4(\pm 2.1) ^a	2.8(\pm 1.3) ^a	2(\pm 0.7) ^a	1.8(0.8) ^a	2.6(\pm 1.14) ^a	5.2(\pm 1.6) ^b	9.0(\pm 1.0) ^c	****
Diversité en classes	0.35 (\pm 0.50) ^a	0.88 (\pm 0.31) ^{ab}	0.76 (\pm 0.27) ^{ab}	0.6(\pm 0.32) ^{ab}	0.4 (\pm 0.23) ^{ab}	0.67(\pm 0.32) ^{ab}	0.80 (\pm 0.22) ^{ab}	1.14(\pm 0.26) ^b	**
Densité (ind.m⁻²)									
Total	217(\pm 331) ^a	892(\pm 588) ^{ab}	1241(\pm 1130) ^{ab}	1261(\pm 1265) ^{ab}	2250(\pm 3860) ^{ab}	1028 (\pm 822) ^{ab}	9215(\pm 4807) ^b	12086(\pm 4886) ^b	***
Acarions	100 (\pm 170) ^a	524(\pm 288) ^{ab}	718(\pm 667) ^{ab}	951(\pm 1374) ^{ab}	1280(\pm 2335) ^{ab}	718(\pm 608) ^{ab}	6266(\pm 2167) ^b	5762(\pm 4783) ^b	****
Collemboles	46(\pm 83) ^a	194 (\pm 119) ^{ab}	291(\pm 329) ^{ab}	291(\pm 283) ^{ab}	951(\pm 1486) ^{ab}	116(\pm 1688) ^{ab}	1998(\pm 2700) ^b	3356(\pm 2875) ^b	****
Araignées	0	0	58(\pm 130)	39(\pm 87)	0 ^{ab}	116(\pm 159)	349(\pm 521)	621(\pm 311)	ns
Larve de coléoptères	6(\pm 23)	39(\pm 87)	58(\pm 130)	0	0	39(\pm 87)	78(\pm 81)	136(\pm 111)	ns
Autres	60(\pm 145) ^b	175(\pm 286) ^{ab}	136(\pm 147) ^{ab}	0 ^b	97(\pm 217) ^{ab}	39(\pm 53) ^{ab}	776(\pm 696) ^{ab}	2794(\pm 2122) ^a	****
Groupes fonctionnels de collemboles (ind.m⁻²)									
Epiédaphic	15(\pm 48)	0	97(\pm 217)	116(\pm 126)	155(\pm 253)	39(\pm 53)	233(\pm 130)	407(\pm 520)	ns
Hemiedaphic	14(\pm 42) ^a	58(\pm 53) ^{ab}	97(\pm 168) ^{ab}	155(\pm 189) ^{ab}	582(\pm 1196) ^{ab}	58(\pm 87) ^{ab}	1455(\pm 2283) ^b	2018(\pm 2708) ^b	****
Euedaphic	17(\pm 50) ^b	97(\pm 97) ^{ab}	0 ^{ab}	0 ^{ab}	136(\pm 189) ^{ab}	19(\pm 43) ^{ab}	310(\pm 419) ^{ab}	931(\pm 1134) ^a	***

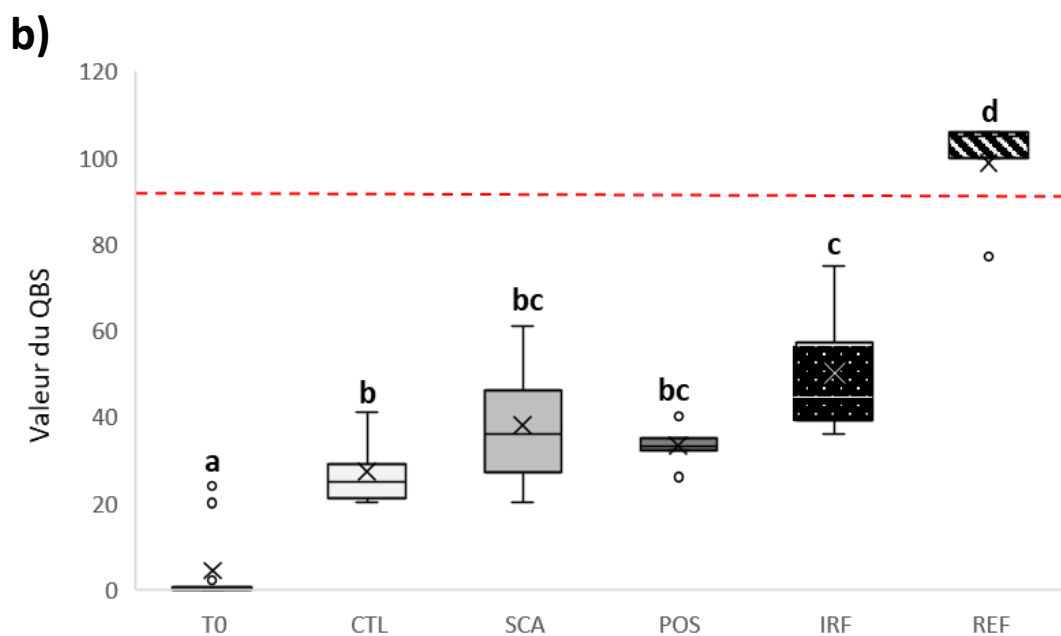
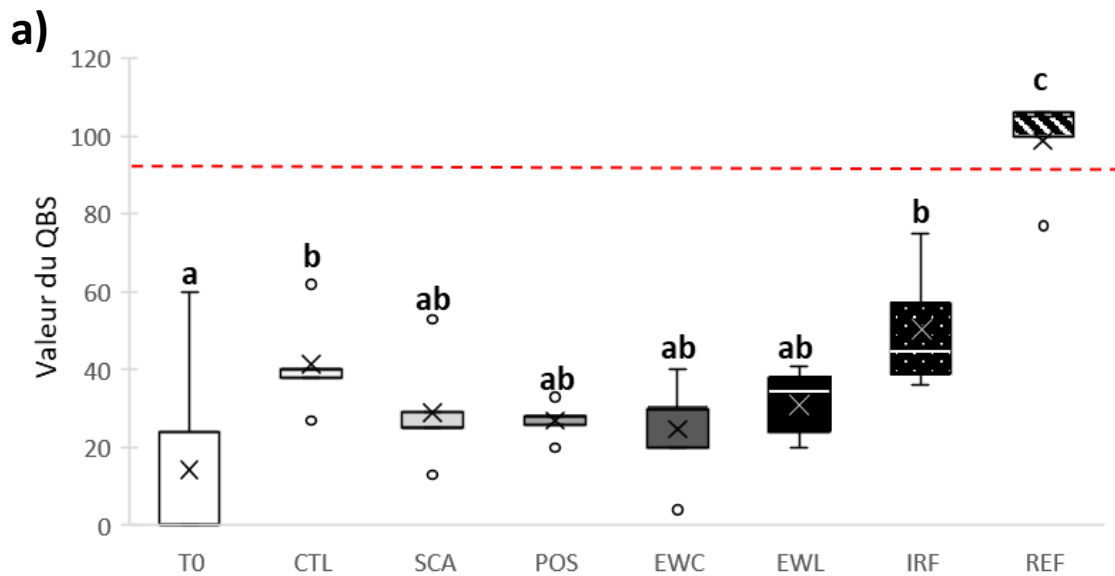
Annexe 11: Impact des techniques de restauration testées sur les communautés de mésofaune du sol de la zone très hygrophile.

Les moyennes (\pm écart-type) sont données (n=5). **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : Apport de matière organique (terreau) ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. ns : pas de différences significatives ; * les valeurs sont significativement différentes, le nombre d'étoiles augmente avec la significativité du test. Aucune végétation n'était présente au début des expérimentations (T0).

Soil fauna communities	T0	CTL	SCA	POS	IRF	REF	Kruskall
Class Richness	0.3(\pm 0.56) ^a	2.8(\pm 1.1) ^b	3.6(\pm 1.9) ^b	3.2(\pm 0.8) ^b	5.2(\pm 1.6) ^b	9.0(\pm 1.0) ^b	***
Diversity index	0.03 (\pm 0.15) ^a	0.53 (\pm 0.43) ^{ab}	0.62 (\pm 0.39) ^{ab}	0.88(\pm 0.36) ^b	0.80 (\pm 0.22) ^b	1.14(\pm 0.26) ^b	****
Individuals (ind.m⁻²)							
Total	39(\pm 71) ^a	2328(\pm 2603) ^b	3065(\pm 957) ^b	1048(\pm 701) ^{ab}	9215(\pm 4807) ^b	12086(\pm 4886) ^b	****
Acarions	24 (\pm 52) ^a	1280(\pm 1105) ^{ab}	2794(\pm 807) ^b	698(\pm 648) ^{ab}	6266(\pm 2167) ^b	5762(\pm 4783) ^b	***
Collemboles	15(\pm 46) ^a	873 (\pm 1585) ^{ab}	194(\pm 227) ^{ab}	116(\pm 159) ^{ab}	1998(\pm 2700) ^b	3356(\pm 2875) ^b	****
Araignées	0	0	19(\pm 43)	97(\pm 119)	349(\pm 521)	621(\pm 311)	*
Larve de coléoptères	0 ^a	19(\pm 43) ^{ab}	58(\pm 53) ^{ab}	19(\pm 43) ^{ab}	78(\pm 81) ^{ab}	136(\pm 111) ^b	***
Autres	0 ^a	116(\pm 81) ^{ab}	97(\pm 119) ^{ab}	194(\pm 247) ^{ab}	776(\pm 696) ^b	2793(\pm 2122) ^b	****
Springtails fonctionnal groups repartition (ind.m⁻²)							
Epidaphic	NA	155(\pm 253)	97(\pm 217)	39(\pm 53)	233(\pm 130)	407(\pm 520)	ns
Hemiedaphic	NA	582(\pm 1196)	97(\pm 168)	58(\pm 87)	1455(\pm 2283)	2018(\pm 2708)	ns
Euedaphic	NA	136(\pm 189)	0	19(\pm 43)	310(\pm 419)	931(\pm 1134)	ns

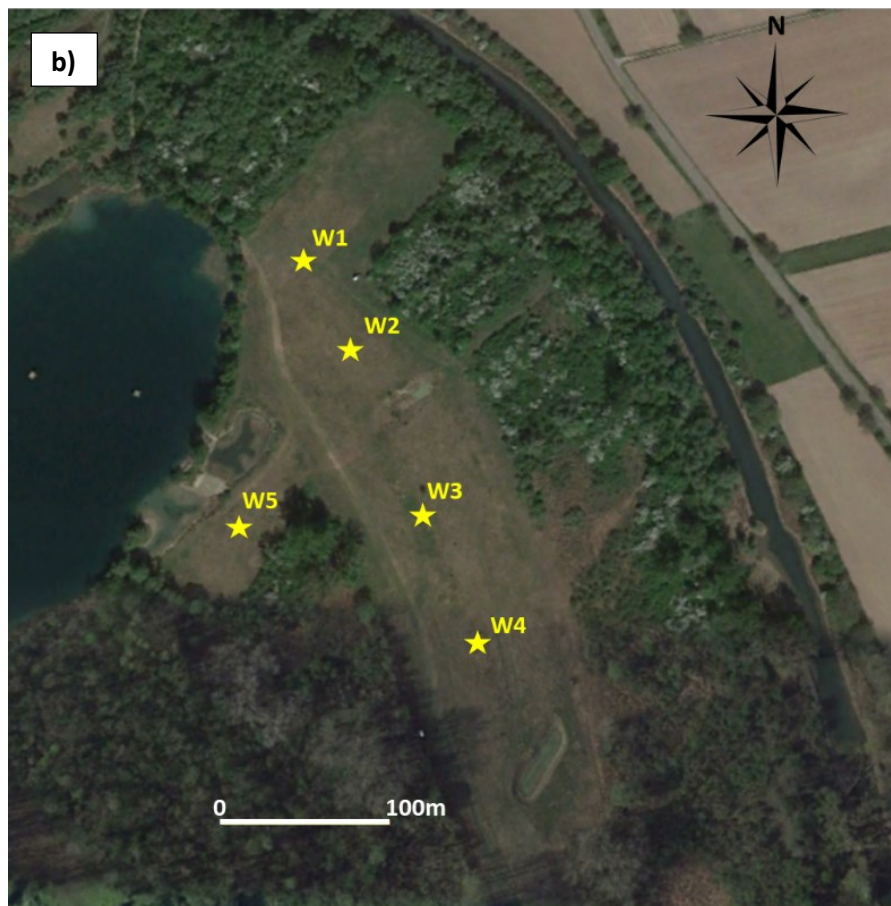
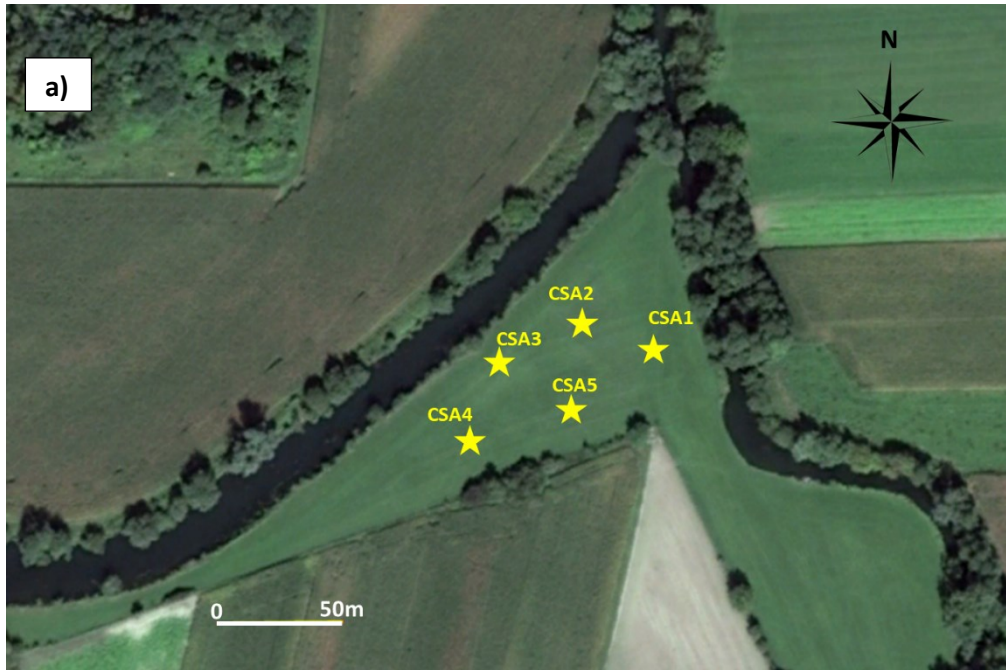
Annexe 12 : Résultats d'analyse de la qualité biologique des sols (QBS) obtenus par la méthode QBS (Parisi *et al.*, 2005) pour la zone mésophile (a) et la zone très hygrophile (b)

La valeur seuil de 93,7 a été calculée dans Menta *et al.* (2018a) et a été prise comme référence pour l'évaluation de la qualité biologique des sols. Une lettre différente signifie que les valeurs sont significativement différentes des autres groupes. T0 : Valeur avant la mise en œuvre de toute technique (2019) **CTL** : Contrôle ; **SCA** : scarification du sol ; **POS** : Matière organique (terreau) ; **EWC** : inoculation de vers de terre d'origine commerciale ; **EWL** : inoculation de communauté locale de vers de terre ; **IRF** : prairie de référence intermédiaire ; **REF** : prairie de référence. Des lettres différentes signifient des différences significatives entre les traitements. ns : pas de différences significatives ; * les valeurs sont significativement différentes, le nombre d'étoiles augmente avec la significativité du test.



Annexe 12b : Localisation des placettes de suivis dans les prairies de référence

a) Prairie du Schersand, Plobsheim. ($48^{\circ}27'5.42''N$; $7^{\circ}43'51.54''E$) dans le grand Ried alsacien. CA : (Conservatoire des sites alsaciens) correspond aux localisations des placettes d'analyse réalisées en 2020) **b)** Prairie du Woerr, Lauterbourg ($48^{\circ}58'23.41''N$; $8^{\circ}13'25.27''E$) dans le Ried Nord alsacien. W correspond aux localisations des placettes d'analyse réalisées en 2020) Fond cartographique Google Earth 2020.



Annexe 13 : Résultats et termes de recherches bibliographiques utilisés pour l'identification des services écosystémiques fournis par les friches industrielles

Termes de recherche	"brownfield*" AND ("ecosystem*"NEAR/1"service*"
Période	1975-05/2020
Catégorie	Topic
Nombre de résultats avant le tri	48

Liste des articles retenus après la lecture des titres et des abstracts

Bardos, R.P., Jones, S., Stephenson, I., Menger, P., Beumer, V., Neonato, F., Maring, L., Ferber, U., Track, T., Wendler, K., 2016. Optimising value from the soft re-use of brownfield sites. *Science of The Total Environment* 563–564, 769–782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.002>

De Valck, J., Beames, A., Liekens, I., Bettens, M., Seuntjens, P., Broekx, S., 2019. Valuing urban ecosystem services in sustainable brownfield redevelopment. *Ecosystem Services* 35, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.006>

Gardiner, M.M., Burkman, C.E., Prajzner, S.P., 2013. The Value of Urban Vacant Land to Support Arthropod Biodiversity and Ecosystem Services. *env. entom.* 42, 1123–1136. <https://doi.org/10.1603/EN12275>

Koch, F., Bilke, L., Helbig, C., Schlink, U., 2018. Compact or cool? The impact of brownfield redevelopment on inner-city micro climate. *Sustainable Cities and Society* 38, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.11.021>

Kolosz, B.W., Athanasiadis, I.N., Cadisch, G., Dawson, T.P., Giupponi, C., Honzák, M., Martinez-Lopez, J., Marvuglia, A., Mojtahed, V., Ogutu, K.B.Z., Van Delden, H., Villa, F., Balbi, S., 2018. Conceptual advancement of socio-ecological modelling of ecosystem services for re-evaluating Brownfield land. *Ecosystem Services* 33, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.003>

Mathey, J., Arndt, T., Banse, J., Rink, D., 2018. Public perception of spontaneous vegetation on brownfields in urban areas—Results from surveys in Dresden and Leipzig (Germany). *Urban Forestry & Urban Greening* 29, 384–392. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.007>

Mathey, J., Rößler, S., Banse, J., Lehmann, I., Bräuer, A., 2015. Brownfields As an Element of Green Infrastructure for Implementing Ecosystem Services into Urban Areas. *J. Urban Plann. Dev.* 141. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000275](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000275)

Palliwoda, J., Banzhaf, E., Priess, J.A., 2020. How do the green components of urban green infrastructure influence the use of ecosystem services? Examples from Leipzig, Germany. *Landscape Ecol* 35, 1127–1142. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01004-w>

Pueffel, C., Haase, D., Priess, J.A., 2018. Mapping ecosystem services on brownfields in Leipzig, Germany. *Ecosystem Services* 30, 73–85. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.011>

Robinson, S.L., Lundholm, J.T., 2012. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosyst* 15, 545–557. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0225-8>

Tobias, S., Conen, F., Duss, A., Wenzel, L.M., Buser, C., Alewell, C., 2018. Soil sealing and unsealing : State of the art and examples. *Land Degrad Dev* 29, 2015–2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.2919>

Washbourne, C.-L., Goddard, M.A., Le Provost, G., Manning, D.A.C., Manning, P., 2020. Trade-offs and synergies in the ecosystem service demand of urban brownfield stakeholders. *Ecosystem Services* 42, 101074. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101074>

Annexe 14 : Relevés de végétation des zones des prairies humides et des prairies mésophiles impactées par le projet d'aménagement de la friche de Reichstett.

Ces relevés sont issus des suivis réalisés dans le cadre de l'identification de prairie pour du transfert de foin en 2017 (Jacek G, données non publiées) et des relevés Ecolor en 2017 (Ecolor, 2017, zone de relevé K). Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Pour les relevés mégaphorbiaies issues du diagnostic réalisé par le bureau d'étude Ecolor, se sont des catégories Braun blanquet qui ont été retransformées en pourcentage de recouvrement. Le score de valeur fourragère est obtenu à partir des données disponibles dans le Bayer *et al.*, 2020. **TF** = intérêt fourrager très faible à négligeable ; **F**= intérêt fourrager faible, **AB** = Assez bon intérêt fourrager, **B**= Bon intérêt fourrager, **TB**= Très bon intérêt fourrager. Ce classement est traduit en score allant de 0 pas d'intérêt fourrager à 5 très bon intérêt fourrager. La « valeur fourragère pondérée par le recouvrement » correspond au score fourrager de l'espèce multiplié par sa contribution dans le recouvrement végétal total du site (= pourcentage de recouvrement de l'espèce / pourcentage de recouvrement total du site*) * du fait de la superposition des espèces ce recouvrement peut être supérieur à 100%. Le HSI de l'habitat correspond à la somme de l'ensemble de ces valeurs fourragères pondérées.

	Relevés de végétation	Pourcentage de recouvrement	Score de valeur fourragère local		Valeur fourragère pondérée par le pourcentage de recouvrement
			Valeur donnée par Le Bayeur (2020)	Score associé	
Mégaphorbiaie (Données issues du releé Ecolor, 2017, point de relevé K)	<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,1	0	0	0
	<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,1	0	0	0
	<i>Filipendula ulmaria</i>	2,5	F	2	0,00831601
	<i>Calystegia sepium</i>	2,5	0	0	0
	<i>Carex hirta</i>	2,5	0	0	0
	<i>Holcus lanatus</i>	62,5	AB	3	0,31185031
	<i>Cirsium arvensis</i>	2,5	TF	1	0,004158
	<i>Vicia cracca</i>	2,5	AB	3	0,01247401
	<i>Stellaria graminea</i>	2,5	0	0	0
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	2,5	TB	5	0,02079002
	<i>Dactylis glomerata</i>	2,5	TB	5	0,02079002
	<i>Galium mollugo</i>	37,5	F	2	0,12474012
Prairie mésophile	<i>Allium scorodoprasum</i>	0,5	0	0	0
	<i>Arrhenatherum eliatius</i>	40	TB	5	0,39800995
	<i>Calystegia sepium</i>	0,5	0	0	0
	<i>Campanula rapunculus</i>	0,5	F	2	0,00199005
	<i>Carex sp</i>	0,5	0	0	0
	<i>Cirsium arvense</i>	0,5	TF	1	0,00099502
	<i>Convolvulus arvensis</i>	0,5	0	0	0
	<i>Dactylis glomerata</i>	0,5	TB	5	0,00497512
	<i>Erigeron annuus</i>	0,5	0	0	0
	<i>Ervilia hirsuta</i>	0,5	0	0	0
	<i>Fraxinus excelsior juv</i>	0,5	0	0	0
	<i>Galium mollugo</i>	3	F	2	0,0119403
	<i>Galium verum</i>	0,5	F	2	0,00199005
	<i>Holcus lanatus</i>	40	AB	3	0,23880597
	<i>Hypericum perforatum</i>	0,5	0	0	0
	<i>Lathyrus pratensis</i>	4	B	4	0,0318408
	<i>Lolium sp</i>	0,5	TB	5	0,00497512
	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,5	0	0	0
<i>Phleum nodosum</i>	0,5	TB	5	0,00497512	

Annexes

	<i>Prunus juv</i>	0,5	0	0	0
	<i>Rumex acetosa</i>	0,5	TF	1	0,00099502
	<i>Stellaria graminea</i>	0,5	0	0	0
	<i>Urtica dioica</i>	0,5	TF	1	0,00099502
	<i>Vicia cracca</i>	4	AB	3	0,0238806

Annexe 15 : Relevé de la végétation présente sur la zone d'accueil (2016) et valeur nectarifère associée à chaque espèce.

La valeur de pollinisation correspond à l'indice de production nectarifère dont le score varie de 0 (pas de nectar ou pas de données) à 3 (production de nectar importante). Ces données sont extraites de la base de données bioflore <https://www.ufz.de/bioflor/index.jsp>. La valeur de pollinisation pondérée correspond au score de l'espèce multiplié par sa contribution spécifique dans l'habitat

Relevés	Pourcentage de recouvrement	Valeur de pollinisation	Valeur de pollinisation pondérée	Relevés	Pourcentage de recouvrement	Valeur de pollinisation	Valeur de pollinisation pondérée	Relevés	Pourcentage de recouvrement	Valeur de pollinisation	Valeur de pollinisation pondérée
Fourrés				Terrains en friches							
<i>Calamagrostis epigejos</i>	2,5	0	0	<i>Arrhenatherum eliatius</i>	0,025	0	0	<i>Melilotus albus</i>	0,075	2	0,001178319
<i>Cirsium arvense</i>	0,1	3	0,002238806	<i>Bromus sp.</i>	0,025	0	0	<i>Symphitum officinale</i>	0,075	2	0,001178319
<i>Cirsium vulgare</i>	0,1	3	0,002238806	<i>Crataegus monogyna (fruit)</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Asparagus officinalis</i>	0,1	3	0,002356638
<i>Erigeron canadensis</i>	0,1	1	0,000746269	<i>Epilobium hirsutum</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Cirsium vulgare</i>	0,1	2	0,001571092
<i>Daucus carota</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Geranium pusillum</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Convolvulus sepium</i>	0,1	2	0,001571092
<i>Diploxix tenuifolia</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Inula graveolens</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Linaria vulgaris</i>	0,1	2	0,001571092
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Lepidium virginicum</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Plantago lanceolata</i>	0,1	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Origanum vulgare</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Plantago major</i>	0,1	0	0
<i>Juncus inflexus</i>	0,1	0	0	<i>Populus alba</i>	0,025	0	0	<i>Populus hybride</i>	0,1	0	0
<i>Linaria vulgaris</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Rumex sp.</i>	0,025	0	0	<i>Humulus lupulus</i>	0,625	0	0
<i>Phragmites australis</i>	2,5	0	0	<i>Sambucus nigra</i>	0,025	0	0	<i>Salix tortuosa</i>	0,625	2	0,009819324
<i>Poa sp.</i>	2,5	0	0	<i>Senecio vulgaris L.</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Diploxix tenuifolia</i>	0,65	2	0,010212097
<i>Populus nigra</i>	62,5	0	0	<i>Solanum nigrum</i>	0,025	0	0	<i>Salix alba</i>	0,65	2	0,010212097
<i>Rosa canina</i>	0,1	3	0,002238806	<i>Trifolium sp</i>	0,025	2	0,000392773	<i>Salix caprea</i>	0,65	2	0,010212097
<i>Salix alba</i>	37,5	2	0,559701493	<i>Achillea millefolium L.</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Convolvulus arvensis</i>	0,7	2	0,010997643
<i>Salix caprea</i>	2,5	2	0,037313433	<i>Agrimonia eupatoria</i>	0,05	0	0	<i>Galium mollugo</i>	0,7	2	0,010997643
<i>Salix tortuosa</i>	2,5	2	0,037313433	<i>Buddleja davidii</i>	0,05	1	0,000392773	<i>Torilis japonica</i>	0,7	2	0,010997643
<i>senecio inaequidens</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Carex sp. 1</i>	0,05	0	0	<i>Calamagrostis epigejos</i>	1,275	0	0
<i>Solidago gigantea</i>	15	3	0,335820896	<i>Chondrilla juncea</i>	0,05	0	0	<i>Daucus carota</i>	1,3	2	0,020424195
<i>Stenacthis annua</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Dryopteris filix-mas</i>	0,05	0	0	<i>Equisetum arvense</i>	1,3	0	0
<i>Symphitum officinale</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Eupatorium cannabinum</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Mercurialis annua</i>	3,775	0	0
<i>Torilis arvensis</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Juglans regia</i>	0,05	0	0	<i>Carex sp2</i>	3,775	0	0
<i>Melilotus albus</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Lactuca serriola</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Clematis vitalba</i>	3,775	0	0
<i>Origanum vulgare</i>	0,1	2	0,001492537	<i>Petrorhagia prolifera</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Erigeron annuus</i>	3,775	1	0,02965436
<i>Buddleja davidii</i>	0,1	1	0,000746269	<i>Prunus sp.</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Urtica dioica</i>	3,825	0	0
<i>Populus alba</i>	2,5	0	0	<i>Rosa canina</i>	0,05	0	0	<i>Poa sp.</i>	4,4	0	0
<i>Bromus tectorum</i>	0,1	0	0	<i>Rumex crispus</i>	0,05	0	0	<i>Rubus sp.</i>	4,4	2	0,069128044
<i>Juncus effusus</i>	2,5	0	0	<i>Sonchus asper</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Phragmites australis</i>	5	0	0
	134,3	0	0	<i>Verbascum sp.</i>	0,05	0	0	<i>Erigeron canadensis</i>	9,4	1	0,07384132
				<i>Verbena officinalis</i>	0,05	2	0,000785546	<i>Senecio inaequidens DC.</i>	13,775	2	0,21641791
				<i>Cirsium arvense</i>	0,075	3	0,001767478	<i>Solidago gigantea</i>	28,75	3	0,677533386
				<i>Dactylis glomerata</i>	0,075	0	0	<i>Poacées sp.</i>	31,275	0	0
				<i>Hypericum perforatum</i>	0,075	0	0				
	Valeur indicateur nectarifère /3	HSI									
Fourré	0,994776119	0,47370291									
Terrain en friche	1,18067557	0,56222646									

Annexe 16 : Relevé de végétation de la **partie très hygrophile** de la zone de compensation (juin 2021) réalisé dans l'objectif d'évaluer la capacité fourragère de la prairie humide.

Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Le score de valeur fourragère est obtenu à partir des données disponibles dans Bayer *et al.* 2020. **TF** = intérêt fourrager très faible à négligeable ; **F**= intérêt fourrager faible, **AB** = Assez bon intérêt fourrager, **B**= Bon intérêt fourrager, **TB**= Très bon intérêt fourrager. Ce classement est retraduit en score allant de 0 pas d'intérêt fourrager à 5 très bon intérêt fourrager. La « valeur fourragère pondérée par le recouvrement » correspond au score fourrager de l'espèce multiplié par sa contribution dans le recouvrement végétal total du site (= pourcentage de recouvrement de l'espèce / pourcentage de recouvrement total du site*) * du fait de la superposition des espèces ce recouvrement peut être supérieur à 100%. Le HSI de l'habitat correspond à la somme de l'ensemble de ces valeurs fourragères pondérées.

Relevés de végétation	Pourcentage de recouvrement	Score de valeur fourragère local		Valeur fourragère pondérée par le pourcentage de recouvrement
		Valeur donnée par Le Bayeur (2020)	Score associé	
<i>Achillea millefolium</i>	1	0	3	0
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	AB	3	0,011090573
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	F	2	0,003696858
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	0	0	0
<i>Carex hirta</i>	15	0	0	0
<i>Centaurea jaceae</i>	0,1	F	2	0,000369686
<i>Cirsium arvense</i>	0,1	TF	1	0,000184843
<i>Daucus carota</i>	3	0	0	0
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0,1	B	4	0,000739372
<i>Epilobium hirsutum</i>	0,1	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	5	0	0	0
<i>Festuca arundinaceae</i>	70	AB	3	0,003881701
<i>Galium album</i>	0,1	F	2	0,000369686
<i>Galium verum</i>	0,1	F	2	0,000369686
<i>Holcus lanatus</i>	15	AB	3	0,083179298
<i>Hypericum perforatum</i>	0,1	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i>	0,1	TF	1	0,000184843
<i>Juncus acutiflorus</i>	8	TF	1	0,014787431
<i>Juncus inflexus</i>	8	TF	1	0,014787431
<i>Juncus subnodulosus</i>	8	TF	1	0,014787431
<i>Lotus corniculatus</i>	5	B	4	0,036968577
<i>Lotus pendiculatus</i>	5	AB	3	0,027726433
<i>Lythrum salicaria</i>	3	0	0	0
<i>Marrubium recutita</i>	3	0	0	0
<i>Oenothera biennis</i>	0,1	0	0	0
<i>Phalaris arundinaceae</i>	1	0	0	0
<i>Phleum pratense</i>	1	B	4	0,007393715
<i>Plantago lanceolata</i>	1	AB	3	0,005545287
<i>Populus alba</i>	3	0	0	0
<i>Populus alba</i>	3	0	0	0
<i>Populus nigra</i>	3	0	0	0
<i>Rubus sp.</i>	0,1	0	0	0
<i>Salix sp.</i>	5	0	0	0
<i>Salix alba</i>	2	0	0	0
<i>Rumex crispus</i>	0,1	TF	1	0,000184843
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,1	TF	1	0,000184843

Prairie humide et mégaphorbiaie (Zone très hygrophile étendue)

Annexes

<i>Solidago gigantea</i>	2	0	0	0
<i>Symphitum officinalis</i>	0,1	0	0	0
<i>Trifolium hybridum</i>	0,1	AB	3	0,000554529
<i>Trifolium repens</i>	3	AB	3	0,01663586
<i>Vulpia myuros</i>	0,1	0	0	0

Annexe 17 : Relevé de végétation de la **partie hygrophile** de la zone de compensation réalisé en juin 2021 dans l'objectif d'évaluer la capacité fourragère de la prairie humide.

Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Le score de valeur fourragère est obtenu à partir des données disponibles dans Bayer et al. 2020. TF = intérêt fourrager très faible à négligeable ; F= intérêt fourrager faible, AB = Assez bon intérêt fourrager, B= Bon intérêt fourrager, TB= Très bon intérêt fourrager. Ce classement est retraduit en score allant de 0 pas d'intérêt fourrager à 5 très bon intérêt fourrager. La « valeur fourragère pondérée par le recouvrement » correspond au score fourrager de l'espèce multiplié par sa contribution dans le recouvrement végétal total du site (= pourcentage de recouvrement de l'espèce / pourcentage de recouvrement total du site*) * du fait de la superposition des espèces ce recouvrement peut être supérieur à 100%. Le HST de l'habitat correspond à la somme de l'ensemble de ces valeurs fourragères pondérées

Relevés de végétation	Pourcentage de recouvrement	Score de valeur fourragère local		Valeur fourragère pondérée par le pourcentage de recouvrement
		Valeur donnée par Le Bayeur (2020)	Score associé	
<i>Holcus lanatus</i>	70	AB	3	0,272550292
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	AB	3	0,007787151
<i>Phleum pratense</i>	10	B	4	0,051914341
<i>Festuca arundinaceae</i>	5	AB	3	0,019467878
<i>Leucanthemum vulgare</i>	5	0	0	0
<i>Galium mollugo</i>	5	F	2	0,012978585
<i>Achillea millefolium</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>anthoxanthum odoratum</i>	0,1	F	2	0,000259572
<i>Rumex crispus</i>	0,1	TF	1	0,000129786
<i>Cirsium arvense</i>	5	TF	1	0,006489293
<i>Onobrychis vicifolia</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Vulpia myuros</i>	3	0	0	0
<i>Poa trivialis</i>	10	0	0	0
<i>Lotus pendunculatus</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Cota tinctoria</i>	8	0	0	0
<i>Poterium sanguisorba</i>	0,1	F	2	0,000259572
<i>Plantago lanceolata</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Rubus sp.</i>	0,1	0	0	0
<i>Silene latifolia</i>	0,1	0	0	0
<i>Bertorea incana</i>	0,1	0	0	0
<i>Trifolium campestre</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Bromopsis erecta</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Echium vulgare</i>	0,1	0	0	0
<i>Ervilia hirsuta</i>	3	0	0	0
<i>Daucus carota</i>	0,1	0	0	0
<i>Papaver Rhoeads</i>	0,1	0	0	0
<i>Vicia sativa</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Martriarca chamomilla</i>	0,1	0	0	0
<i>Torilis sp.</i>	0,1	0	0	0
<i>Centaurea cyanus</i>	0,1	F	2	0,000259572
<i>Prunella vulgaris</i>	0,1	0	0	0
<i>Festuca arundinaceae</i>	0,1	AB	3	0,000389358
<i>Carex hirta</i>	0,1	0	0	0
<i>Galium verum</i>	0,1	F	2	0,000259572
<i>Scrophularia sp.</i>	0,1	0	0	0

Prairie humide et mégaphorbiaie (Zone hygrophile)

Annexes

<i>Lolium perenne</i>	0,1	TB	5	0,000648929
<i>Epilobium sp.*</i>	0,1	0	0	0
<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,1	0	0	0
<i>Solidago gigantea</i>	20	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	5	0	0	0
<i>Senecio inaequidens</i>	0,1	0	0	0
<i>Sonchus arvensis</i>	0,1	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0,1	TF	1	0,000129786

Annexe 18 : Relevé de végétation de la **partie mésophile** (merlons) de la zone de compensation réalisée en juin 2021 dans l'objectif d'évaluer la capacité fourragère de la prairie humide.

Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Le score de valeur fourragère est obtenu à partir des données disponibles dans Bayer *et al.* 2020. **TF** = intérêt fourrager très faible à négligeable ; **F**= intérêt fourrager faible, **AB** = Assez bon intérêt fourrager, **B**= Bon intérêt fourrager, **TB**= Très bon intérêt fourrager. Ce classement est retraduit en score allant de 0 pas d'intérêt fourrager à 5 très bon intérêt fourrager. La « valeur fourragère pondérée par le recouvrement » correspond au score fourrager de l'espèce multiplié par sa contribution dans le recouvrement végétal total du site (= pourcentage de recouvrement de l'espèce / pourcentage de recouvrement total du site*) * du fait de la superposition des espèces ce recouvrement peut être supérieur à 100%. Le HSI de l'habitat correspond à la somme de l'ensemble de ces valeurs fourragères pondérées.

Relevé de végétation	Pourcentage de recouvrement	Score de valeur fourragère locale		Valeur fourragère pondérée par le pourcentage de recouvrement
		Valeur donnée par Bayeur et al. (2020)	Score associé	
<i>Achillea millefolium</i>	7,09	AB	3	0,0437
<i>Agrostemma githago</i>	0,02			0,0000
<i>Anthyllis vulneraria</i>	3,86			0,0000
<i>Barbula inguicalata</i>				0,0000
<i>Berteroa incana</i>	0,14			0,0000
<i>Bromopsis erecta</i>	3,23	AB	3	0,0199
<i>Bromus sp.</i>	0,27	AB	3	0,0017
<i>Bryum capillare</i>				0,0000
<i>Carex hirta</i>	0,45			0,0000
<i>Centaurea jacea</i>	0,11	F	2	0,0005
<i>Centaurea stoebe</i>	3,45	F	2	0,0142
<i>Cichorium intybus</i>	0,02			0,0000
<i>Cirsium arvense</i>	1,84	TF	1	0,0038
<i>Cirsium vulgare</i>		TF	1	0,0000
<i>Cota tinctoria</i>	5,02			0,0000
<i>Dactylis glomerata</i>	4,86			0,0000
<i>Daucus carota</i>	3,25			0,0000
<i>Echium vulgare</i>	0,05			0,0000
<i>Erigeron annuus</i>	0,09			0,0000
<i>Ervilia hirsuta</i>	0,14			0,0000
<i>Festuca pratensis</i>	0,14	AB	3	0,0008
<i>Festuca rubra</i>	8,57	AB	3	0,0528
<i>Festuca sp.</i>	0,91	AB	3	0,0056
<i>Galium verum</i>	0,09	F	2	0,0004
<i>Gallium mollugo</i>	0,36	F	2	0,0015
<i>Geranium sp.</i>	0,02	F	2	0,0001
<i>Holcus lanatus</i>	0,23	AB	3	0,0014
<i>Hypericum perforatum</i>	0,02			0,0000
<i>Leontodon hispidus</i>	0,14			0,0000
<i>Leucanthemum vulgare</i>	11,41			0,0000
<i>Linum perenne</i>	0,39			0,0000
<i>Lolium perenne</i>	4,07	TB	5	0,0418
<i>Lotus corniculatus</i>	11,82	B	4	0,0971

<i>Malva alcea</i>	0,68			0,0000
<i>Matricharia chamomilla</i>	0,02			0,0000
<i>Medicago lupulina</i>	6,68	B	4	0,0549
<i>Onobrychis vicifolia</i>	1,55	AB	3	0,0095
<i>Papaver rhoeas</i>	0,09			0,0000
<i>Phleum pratense</i>	1,86	B	4	0,0153
<i>Plantago lanceolata</i>	4,50	AB	3	0,0277
<i>Poa pratensis</i>	0,45	B	4	0,0037
<i>Poa sp</i>	0,14	B	4	0,0011
<i>Poa trivialis</i>	0,05	B	4	0,0004
<i>Populus alba</i>	0,02			0,0000
<i>Populus nigra</i>	0,07			0,0000
<i>Poterium sanguisorba</i>	0,73	F	2	0,0030
<i>Prunella vulgaris</i>	0,23			0,0000
<i>Rubus sp.</i>	0,95			0,0000
<i>Senecio inaequidens</i>	1,93			0,0000
<i>Solidago gigantea</i>	0,86			0,0000
<i>Sonchus oleaceus</i>	0,05			0,0000
<i>Symphytum officinalis</i>	0,91			0,0000
<i>Trifolium campestre</i>	0,18	AB	3	0,0011
<i>Trifolium pratense</i>	0,86	AB	3	0,0053
<i>Trifolium repens</i>	2,45	AB	3	0,0151
<i>Vicia sp.</i>	0,09	AB	3	0,0006

Annexe 19 : Résultats et grille d'évaluation pour la MEEC associée aux prairies mésophiles (Maciejewski *et al.*, 2015)

La grille et les scores sont issus de Maciejewski *et al.* (2015). En gris clair les relevés non réalisés ou non remplis du fait du manque de données. En gris foncé les scores obtenus pour les MEEC sur la zone impactée et la zone de compensation. L'évaluation s'est faite à partir de l'analyse de l'étude d'impact et des relevés réalisés en 2017 pour les résultats obtenus sur la zone impactées et avec les relevés de végétation de juin 2021 pour la zone de compensation

PARAMÈTRE	CRITÈRE	INDICATEUR		MODALITÉ (prairies)	NOTE	Zone impactée	zone de compensation			
		Options	Description des indicateurs							
Surface couverte	Surface de l'habitat	Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)		Stabilité ou progression	0	Avancées des pratiques agricoles	Nouvellement créée / stable			
				Régression	-10					
	Morcellement et fragmentation	Plusieurs outils proposés		Connectivité stable	0	X bon maillage de prairie à proximité.				
			Diminution de la connectivité	-10						
Composition, structure, fonctions	Couverture du sol	Recouvrement de ligneux (en %)		< 10 %	0	X	X			
				> 10 %	-10					
	Composition floristique (/80)	A	Présence d'espèces eutrophiles	0-20% d'espèces de la liste	0	3 espèces de la liste (23%)	2 espèces de la liste mais peu couvrantes			
				20-40% d'espèces de la liste	-20					
				+ de 40% d'espèces de la liste	-40					
		B	Liste d'espèces floristiques (nationale 2011) "prairies fleuries" (moitié sud de la France)	0-3 plantes observées en moyenne	-40					
				3-8 plantes observées en moyenne	-30					
				8-13 plantes observées en moyenne	-10					
				+ de 13 plantes observées en moyenne	0					
		Présence d'espèces indicatrices du régime de fauche	Recouvrement des espèces allochtones envahissantes (recouvrement dans la strate herbacée)		0-20% d'espèces de la liste			-20	4 espèces présentes sur 14	5 espèces présente sur les 14
					20-40% d'espèces de la liste			-10		
	+ de 40% d'espèces de la liste				0					
	Composition spécifique	Lépidoptères diurnes (au choix A ou B)	A	Indicateur 'couleur'	Groupes 1	-15	DONNEES INDISPONIBLES	DONNEES INDISPONIBLES		
					Groupes 2	-10				
					Groupes 3	-5				
					Groupes 4	0				
			B	Indicateur 'détermination d'espèces'	Etape 1	NON VALIDE				
					Etape 2	-15				
Etape 3					-8					
Etape 4					0					
Etape 5					+5					
Composition faunistique (sur 20+bonus)	A	Activité des coprophages'	activité de coprophages dans les excréments	0	DONNEES INDISPONIBLES	DONNEES INDISPONIBLES				
			absence d'activité des coprophages dans les excréments	-5						
	B	Gros coléoptères exigeants'	0, 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+2						
			1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+5						
			> 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+10						
Altérations	Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)			Somme des points des atteintes relevées = 1	-5	X trace de passage d'engin				
				Somme des points des atteintes relevées = 2	-10					
				Somme des points des atteintes relevées = 3	-15					
	Atteintes "diffuses" au niveau du site	Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface				Atteintes négligeables ou nulles	0	X trace de passage d'engin de déchet et compaction de surface + zone à nu		
						Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10			
						Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20			
						Score / 100	50/100	70/100		
					HSI	0,714285714	1			

Annexe 20 : Résultats et grille d'évaluation pour la MEEC associée aux mégaphorbiaies mise en place pour l'évaluation de l'habitat prairies humides et mégaphorbiaies (Maciejewski *et al.*, 2015)

La grille et les scores sont issus de Maciejewski *et al.* (2015). En gris foncé les scores obtenus pour les MEEC sur la zone impactée et la zone de compensation. L'évaluation s'est faite à partir de l'analyse de l'étude d'impact et des relevés réalisés en 2017 (Ecolor, 2017) pour les résultats obtenus sur la zone humide impactée et avec les relevés de végétation de juin 2021 pour la zone de compensation

PARAMÈTRE	CRITÈRE		INDICATEUR	MODALITÉ	NOTE	Zone humide impactée	Zone de compensation		
			Description des indicateurs						
Surface couverte	Surface de l'habitat		Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution) tous stades dyn confondus	Stabilité ou progression	0	X Pas d'évolution majeure observée sur ces 10 dernières années			
				Régression	-10				
Composition, structure, fonctions	Fonctionnement de l'hydrosystème		Fonctionnalité régime hydrique	Régime fonctionnel	0		X		
				Régime perturbé	-10	X (Indice d'hydromorphie Gayet et al. de 0,25)			
	Dynamique de l'habitat		Présence des 3 stades dynamiques	Présence d' 1 stade	-10				
				Présence de 2 stades	-5	La réalisation fauche a permis le maintien de deux stades pour les mégaphorbiaies présentes (données EIE)			
				Présence des 3 stades	0		X		
	Composition spécifique		Présence des espèce structurantes	0 - 10% d'espèces de la liste	-40		Xsurtout des espèces prairiales pour l'instant		
				10-30% d'espèces de la liste	-20	X 3 espèces sur les 29 listées sont présentes			
				> 30 % d'espèces de la liste	0				
			Recouvrement de l'ortie (<i>Urtica dioica</i>) et du liseron des haies (<i>Calystegia sepium</i>)	< 25 %	0		X		
				Entre 25 % et 50 %	-20	X données EIE pas claire mais présence forte d'urtica dioïca dans certaines partie et faible dans d'autres			
				> 50 %	-40				
				Recouvrement des espèces allochtones envahissantes (recouvrement dans la strate herbacée)	Présence, et recouvrement < 10 %	-10	X données EIE pas claire mais présence forte avérée dans certaines partie et faible dans d'autres	Xcertaines parties présentes un recouvrement supérieure à 20% cependant sur l'ensemble de la zone humide ce recouvrement est < 10%	
				Présence, et recouvrement > 10 %	-20				
			Composition	Lépidoptèr	Présence du Nacré de la Reine-des-prés	Aucune observation	0		
						Au moins 1 observation	+5		
Altérations	Atteintes au niveau du polygone		Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)	Somme des points des atteintes relevées = 0	0	X			
				Somme des points des atteintes relevées = 1	-5		X trace d'anciens passages d'engins		
				Somme des points des atteintes relevées = 2	-10				
				Somme des points des atteintes relevées = 3	-15				
	Atteintes "diffuses" au niveau du site		Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	Atteintes négligeables ou nulles	0				
				Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10				
				Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20				
					Score	35/100	45/100		
					HSI	0,5	0,642857143		

Annexe 21 : Résultats et grille d'évaluation pour la MEEC associée « Eaux oligo-mésotrophes calcaires avec végétation benthique à Chara spp. (UE 3140) (Mistarz *et al.* 2019) mise en place pour l'évaluation des mares temporaires.

La grille et les scores sont issus de Mistarz *et al.* (2019). En gris foncé les scores obtenus pour les MEEC sur la zone de compensation. L'évaluation s'est faite à partir des relevés de végétation de juin 2021 pour la zone de compensation (Annexe 27).

PARAMÈTRE	CRITÈRE		INDICATEUR	MODALITÉ	NOTE	zone de compensation	
			Description des indicateurs				
Surface couverte	Surface de l'habitat		Evolution du nombre de pièces d'eau ou l'habitat est présent	Stabilité ou progression	0		
				Régression	-10		
Composition, structure, fonctions	Sédimentation		Signe d'envasement	non	0		
				oui	-10	X	
	Qualité de l'eau		Turbité de l'eau	Claire	0		
				Trouble	-10	X	
				Très trouble	-20		
	Composition spécifique	Composition floristique		Recouvrement en characées	>40%	0	X (90%)
					Entre 10 et 40	-10	
					<10	-20	
				Nombre d'espèces eutrophiles	0	0	
					< ou = 2	-10	X (surtout sur les bords des mares)
					>2	-20	
					<1	0	
			Recouvrement en espèces destructurantes (%)		-5	4 espèces surtout sur les bords	
		>10		-20			
		Présence d'algues filamenteuses	oui	-10	X		
Altérations	Atteintes lourdes		Recouvrement des atteintes quantifiables en surface	Somme des points des atteintes relevées = 0	0	X	
				Somme des points des atteintes relevées = 1	-5		
				Somme des points des atteintes relevées > ou = 2	-10		
	Atteintes "diffuses" au niveau du site		Impact des atteintes difficilement quantifiables en surface	Atteintes négligeables ou nulles	0		
				Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10	X traces de remontées de pollution localement	
				Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20		
					Score	45/100	
					HSI	0,642857143	

Annexe 22 : Résultats et grille d'évaluation pour la MEEC associée forêts à bois tendre (RNF, 2013)

La grille et les scores sont issus de RNF (2013). En gris foncé les scores obtenus pour les MEEC sur la zone humide détruite. *La méthode de relevé classique n'a pu être faite pour cet habitat. La plupart des notes ont été mise suite à une interprétation des caractéristiques décrites dans Oréades brèche (2015) et de l'observation des ripisylves au bord du Neubaechel.

Etat de conservation des forêt à bois tendre			
Citère	Indicateur	Score associé	Zone à compenser
Surface	Augmentation ou stabilité	4	Aucune diminution très marquée n'est observable a partir d'images aériennes sur les 10 dernières années
	Diminution faible (< 10 % de la surface initiale)	3	
	Diminution importante (11 à 30% de la surface initiale)	2	
	Diminution très importante (> 30% de la surface initiale)	1	
Structure	Les Salicacées sont présents dans toutes les classes de hauteur : des semis inférieurs à 50 cm aux arbres de grande taille et répartis de manière homogène.	4	
	Les Salicacées sont présents dans toutes les classes de hauteur : des semis inférieurs à 50 cm aux arbres de grande taille et répartis de manière hétérogène. Chaque classe apporte 5 à 20% d'espèces	3	
	Les classes de hauteur inférieure à 10 m fournissent chacune moins de 10% des tiges de Salicacées (régénération insuffisante)	2	Les habitats similaires présents autour du Neubaechel présentent un taux de régénération faible. Dans la partie avec des peupliers une strate herbacée importante limite fortement la régénération
	Les classes inférieures à 10 m fournissent chacune moins de 5% des tiges (régénération quasiment absente)	1	
Altération	Aucune espèce exogène	4	
	Présence faible (<=5%)	3	
	Entre 5 et 20%	2	La présence d'espèces exogènes est concentrée sur certaines parties des patchs forestiers (Voir Oréade brèche, 2015 Aulnaie marécageuse)
	Présence importante d'espèces exogènes (>=20% de recouvrement)	1	
Herbacé	Aucune espèce exogène	4	
	Présence inférieure ou égale à 10%	3	
	Présence entre 10 et 40%	2	Présence importante de balsamine de l'himalaya
	Présence >=40%	1	
	Aucun semis	4	Non mesuré
	Présence faible (<=5%) de semis	3	
	Entre 5 et 20% de semis ligneux exogènes	2	
	Présence importante de semis ligneux exogènes (>=20% de recouvrement)	1	
		Score	10/16
		HSI	0,89

Annexe 23 : Grille des différentes valeurs obtenues pour l'indicateur des services écosystémique culturel ROS.

ROS : Recreation opportunity spectrum (Parachini *et al.*, 2014) ; RPI : Recreation potential index. HSI : Habitat suitability index (méthode aHEP). Le score de patrimonialité dépend de la proportion en habitats patrimoniaux sur le site. Le score de naturalité est évalué selon la méthode Ode *et al.* (2009)

Zone à compenser						
	Score de patrimonialité	Score de naturalité	Score milieu aquatique	SCORE RPI	Score d'accessibilité	Valeur du ROS (HSI)
Culture	0	2	0,48	0,28	0,2	0,055
Prairie mésophile	0	2	0,48	0,28		0,055
Prairie humide et mégaphorbiaie	3	2	0,48	0,61		0,122
Forêts alluviale	1	2	0,48	0,39		0,077
Fourré	1	2	0,48	0,39		0,077
végétation de ceinture de bords d'eau	1	2	0,48	0,39		0,077
Terrains en friches	0	2	0,48	0,28		0,055
Plantation de conifère	0	2	0,48	0,28		0,055
Bati						0,000
Mares temporaires						0,000
Zone d'accueil						
	Patrimonialité	naturalité	milieu aquatique	SCORE RPI	Score d'accessibilité	Valeur du ROS (HSI)
Culture				0	0,2	0,000
Prairie mésophile				0		0,000
Prairie humide et mégaphorbiaie				0		0,000
Forêts alluviale				0		0,000
Fourré	1	1	1,29	0,365556		0,073
végétation de ceinture de bords d'eau	1	1	1,29	0,365556		0,073
Terrains en friches	0	1	1,29	0,254444		0,051
Plantation de conifère						0,000
Bati	0	0	1,29	0,143333		0,029
Mares temporaires				0		0,000
Zone de compensation						
	Patrimonialité	naturalité	milieu aquatique	SCORE RPI	Score d'accessibilité	Valeur du ROS (HSI)
Culture					0,2	0,000
Prairie mésophile	0	2	1,5	0,388889		0,078
Prairie humide et mégaphorbiaie	3	2	1,5	0,722222		0,144
Forêts alluviale						0,000
Fourré	1	2	1,5	0,5		0,100
végétation de ceinture de bords d'eau	1	2	1,5	0,5		0,100
Terrains en friches	0	2	1,5	0,388889		0,078
Plantation de conifère				0		0,000
Bati				0		0,000
Mares temporaires	3	2	1,5	0,722222		0,144

Annexe 24a : Relevé des espèces allergisantes observées sur les habitats à risques de la zone humide impactée par les mesures d'aménagement.

La liste des espèces allergisantes est issue des relevés réalisés dans le cadre de l'identification de prairie pour du transfert de foin en 2017 (données non publiées) et des relevés Ecolor, 2017. Ces relevés ont été croisés avec la liste d'espèces à pollens allergisants présentées sur le site <https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>.

Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Le score de risque allergène varie de 0 à 3. Ces scores correspondent à : 0 espèces non listées comme allergisante, 1 risque allergène négligeable, 2 Risque allergène modéré ; 3 risque allergène fort. Ces scores sont obtenus sur le site du réseau national de suivi des pollens (<https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>). Le risque allergène pondéré correspond à la valeur de risque allergène multipliée par le pourcentage de recouvrement de l'espèce. La période de floraison est issue de la base de données Catminat (Julves). Pour les milieux forestier aucun relevé de végétation n'était disponible mais 2 taxons allergènes que sont les saules (*Salix* sp.) et peupliers (*Populus* sp.) représentent le couvert dominant. C'est pourquoi nous leur avons attribué un score de recouvrement de 100%. Il est important de prendre en compte dans l'analyse que les disservices de risque allergène pour les habitats forestiers risquent donc d'être surestimé.

	Relevés de végétation	Pourcentage de recouvrement	Risque allergène	Risque allergène pondéré	Période de floraison
Megaphorbiaie	<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,1	3	0.003	Mai-juillet
	<i>Holcus lanatus</i>	62,5	3	1.875	Mai-Aout
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	2,5	3	0.075	Mai-Aout
	<i>Dactylis glomerata</i>	2,5	3	0.075	Avril-Septembre
	TOTAL			2.028	
Prairie mésophiles	<i>Arrhenatherum elatius</i>	40	3	1.2	Mai-Aout
	<i>Dactylis glomerata</i>	0,5	3	0.015	Avril-Septembre
	<i>Holcus lanatus</i>	40	3	1.2	Mai-Aout
	<i>Lolium perenne</i>	0,5	3	0.015	Mai-octobre
	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,5	3	0.015	Mai-juillet
	<i>Phleum nodosum</i>	0,5	3	0.015	Mai -aout
	<i>Rumex acetosa</i>	0,5	2	0.01	Mai-septembre
	<i>Urtica dioica</i>	0,5	1	0.005	Juin-octobre
TOTAL			2.49		
Forêt alluviale, forêt et fourrés très humides.	<i>Salix</i> sp.	100%	2	2	Mars-avril
	<i>Populus</i> sp.	100%	2	2	Mars-Avril
	TOTAL				

Annexe 24b : Calcul de l'indicateur composite de risque allergène pour les différents habitats à risque présents sur la zone impactée par l'aménagement de l'écoparc rhénan.

La richesse taxonomique est obtenue selon la méthode décrit dans le paragraphe 3.5 du chapitre 4. 12 espèces des strates herbacées sont considérées et 19 espèces arbustives principales (risque allergène modéré à fort).

Le risque allergène est présenté en a) et oscille entre 0 et 3. La périodicité correspond à la période (en mois) de production de pollens potentiellement allergènes toute espèce confondue divisée par 12. Le HSI correspond à la somme des valeurs obtenues pour la richesse spécifique, le risque allergène et la périodicité divisée par 2.1 (70% de la note maximale atteignable). Si la somme des 3 indicateurs est supérieure à 2.1 alors le HSI sera automatiquement de 1.

0.49Habitat	Richesse spécifique	Risque allergène	Périodicité	Somme	HSI = somme/2.1
Prairie humide et mégaphorbiaie	$1/12 = 0.083$	$2.028/3 = 0.676$	$6/12 = 0.5$	1.26	0.6
Prairie mésophile	$3/12 = 0.25$	$2.49/3 = 0.83$	$6/12 = 0.5$	1.58	0.75
Forêt alluviale, forêts, fourrés très humides	$2/19 = 0.105$	$2/3 = 0.75$	$2/12 = 0.17$	1.025	0.49

Annexe 25a : Relevé des espèces allergisantes observées sur les différents habitats concernés de la zone de compensation

La liste des espèces allergisantes observées est issue de l'analyse des relevés de végétation réalisés sur la zone de compensation en juin 2021. Ces relevés ont été croisés avec la liste d'espèces à pollens allergisants présente sur le site <https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>.

Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Le score de risque allergène varie de 0 à 3. Ces scores correspondent à : 0 espèces non listées comme allergisante, 1 risque allergène négligeable, 2 risque allergène modéré ; 3 risque allergène fort. Ces scores sont obtenus sur le site du réseau national de suivi des pollens (<https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>). Le risque allergène pondéré correspond à la valeur de risque allergène multipliée par le pourcentage de recouvrement de l'espèce. La période de floraison est issue de la base de données Catminat (Julves).

	Relevés de végétation	Pourcentage de recouvrement	Risque allergène	Risque allergène pondéré	Période de floraison
Prairie mésophile	<i>Bromopsis erecta</i>	3.23	3	0,0994	Mai juillet
	<i>Bromus sp.</i>	0.27	3	0,0084	Mai-juillet
	<i>Dactylis glomerata</i>	4.86	3	0,1498	Avril -septembre
	<i>Schoenodorus pratensis</i>	0.14	3	0,0042	Mai-juillet
	<i>Festuca rubra</i>	8.6	3	0,2639	Mai-juillet
	<i>Holcus lanatus</i>	0.23	3	0,0070	Mai aout
	<i>Leucanthemum vulgare</i>	11.4	1	0,1171	Mai-Aout
	<i>Lolium perenne</i>	4.1	3	0,1253	Mai-octobre
	<i>Phleum pratense</i>	1.86	3	0,0574	Mai-Aout
	<i>Plantago lanceolata</i>	4.5	2	0,0924	Avril-octobre
	<i>Poa pratensis</i>	0.45	3	0,0140	Mai-Aout
	<i>Poa sp</i>	0.14	3	0,0042	Mai-Aout
	<i>Poa trivialis</i>	0.05	3	0,0014	Mai-Aout
	<i>Populus alba</i>	0.02	1	0,0002	Mars-avril
	<i>Populus nigra</i>	0.07	1	0,0007	Mars-Avril
	TOTAL			1,339	
Prairie humide mégaphorbiaie (Zone très hygrophile)	<i>Agrostis stolonifera</i>	2	3	0,06	Mai-septembre
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	3	0,03	Avril-juillet
	<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	2	0,02	Juin-Aout
	<i>Deschampsia caespitosa</i>	0,1	3	0,003	Juin-Aout
	<i>Festuca arundinaceae</i>	0,7	3	0,021	Mai-Juillet
	<i>Holcus lanatus</i>	15	3	0,45	Mai- aout
	<i>Phalaris arundinaceae</i>	1	3	0,03	Mai-Juillet
	<i>Phleum pratense</i>	1	3	0,03	Mai-Aout
	<i>Plantago lanceolata</i>	1	2	0,02	Avril-octobre
	<i>Populus alba</i>	3	1	0,03	Mars-avril
	<i>Populus alba</i>	3	1	0,03	Mars avril
	<i>Populus nigra</i>	3	1	0,03	Mars-avril
	<i>Salix sp.</i>	5	2	0,1	Mars-avril
	<i>Salix alba</i>	2	2	0,04	Mars-Avril
	<i>Rumex crispus</i>	0,1	2	0,002	Juin septembre
	<i>Rumex obtusifolius</i>	0,1	2	0,002	Juin-septembre
	<i>Vulpia myuros</i>	0,1	3	0,003	Mai-juin

	TOTAL			0.901	
Prairie humide mégaphorbiaie (Zone hygrophile)	<i>Holcus lanatus</i>	70	3	2,1	Mai-Aout
	<i>Alopecurus pratensis</i>	2	3	0,06	Mai-Juillet
	<i>Phleum pratense</i>	10	3	0,3	Mai-Aout
	<i>Festuca arundinaceae</i>	5	3	0,15	Mai-Juillet
	<i>Leucanthemum vulgare</i>	5	1	0,05	Mai-Aout
	<i>Rumex crispus</i>	0,1	2	0,002	Juin-Septembre
	<i>Vulpia myuros</i>	3	3	0,09	Mai-juin
	<i>Poa trivialis</i>	10	3	0,3	Avril-octobre
	<i>Plantago lanceolata</i>	0,1	2	0,002	Avril-Octobre
	<i>Bromopsis erecta</i>	0,1	3	0,003	Mai-Juillet
	<i>Festuca arundinaceae</i>	0,1	3	0,003	Mai-juillet
	<i>Lolium perenne</i>	0,1	3	0,003	Mai-octobre
	<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,1	3	0,003	Mai-juillet
	<i>Urtica dioïca</i>	0,1	1	0,001	Juin-octobre
	TOTAL			3 (recouvrement >100%)	

Annexe 25b : Calcul de l'indicateur composite de risque allergène pour les différents habitats à risque présents sur la zone de compensation.

La richesse taxonomique est obtenue selon la méthode décrit dans le paragraphe 3.5 du chapitre 4. 12 espèces de strates herbacées sont considérées et 19 espèces arbustives principales (risque allergène modéré à fort).

Le risque allergène est présenté en Annexe 25a et oscille entre 0 et 3. La périodicité correspond à la période (en mois) de production de pollens potentiellement allergènes toute espèce confondue divisée par 12. Le HSI correspond à la somme des valeurs obtenues pour la richesse spécifique, le risque allergène et la périodicité divisée par 2.1 (70% de la note maximale atteignable). Si la somme des 3 indicateurs est supérieure à 2.1 alors le HSI sera automatiquement de 1.

Habitat	Richesse taxonomique	Risque allergène	Périodicité	Somme	HSI = somme/2.1
Prairie mésophile	$3/12 = 0.25$	$0.95/3 = 0.32$	$7/12 = 0.58$	1.15	0.55
Prairie humide et mégaphorbiaie (zone hygrophile)	$3/12 = 0.36$	$3/3 = 1$	$6/12 = 0.5$	1.86	0.89
Prairie humide et mégaphorbiaie (Zone très hygrophile)	$3/12 = 0.36$	$0.901/3 = 0.30$	$7/12 = 0.58$	1.24	0.59

Annexe 26a : Relevé des espèces allergisantes observées sur les habitats à risque de la zone d'accueil des mesures compensatoires.

La liste des espèces est obtenue à partir des relevés réalisés dans le cadre des études de potentialités de création de la zone humide de compensation en 2016 (Jacek et Combroux, 2017). Ces relevés ont été croisés avec la liste d'espèces à pollens allergisants présente sur le site <https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>.

Le pourcentage de recouvrement pour chaque espèce a été relevé. Le score de risque allergène varie de 0 à 3. Ces scores correspondent à : 0 espèce non listée comme allergisante, 1 risques allergènes négligeables, 2 risques allergènes modérés ; 3 risques allergènes forts. Ces scores sont obtenus sur le site du réseau national de suivi des pollens (<https://pollens.fr/le-reseau/les-pollens>). Le risque allergène pondéré correspond à la valeur de risque allergène multipliée par le pourcentage de recouvrement de l'espèce. La somme de ces risques pondérés correspond à la valeur du risque allergène de l'habitat. La période de floraison est issue de la base de données Catminat (Julves).

	Relevés de végétation	Pourcentage de recouvrement	Risque allergène	Risque allergène pondéré	Période de floraison
Terrain en friche	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,025	3	0,00075	Mai-Aout
	<i>Calamagrostis epigejos</i>	1,275	2	0,0255	Juin-Aout
	<i>Dactylis glomerata</i>	0,075	3	0,00225	Avril-Septembre
	<i>Mercurialis annua</i>	3,75	2	0,075	
	<i>Phragmites australis</i>	5	3	0,15	Aout-septembre
	<i>Plantago lanceolata</i>	0,1	2	0,002	Avril-octobre
	<i>Plantago major</i>	0,1	2	0,002	Avril-octobre
	<i>Poa annua</i>	0	3	0	Mai-Aout
	<i>Poa sp.</i>	4,4	3	0,132	Mai-Aout
	<i>Poacées sp.</i>	31,275	3	0,93825	Mai-Aout
	<i>Rumex crispus</i>	0,05	2	0,001	Juin-septembre
	<i>Rumex sp.</i>	0,025	2	0,0005	Juin-septembre
	<i>Urtica dioïca</i>	3,825	1	0,03825	Juin -octobre
	TOTAL			1.37	
Fourrés humide	<i>Populus alba</i>	2,5	1	0.025	Mars-avril
	<i>Salix alba</i>	37,5	2	0,75	Mars-avril
	<i>Salix caprea</i>	2,5	2	0,05	Mars-avril
	<i>Salix tortuosa</i>	2,5	2	0,05	Mars avril
	TOTAL			0.901	

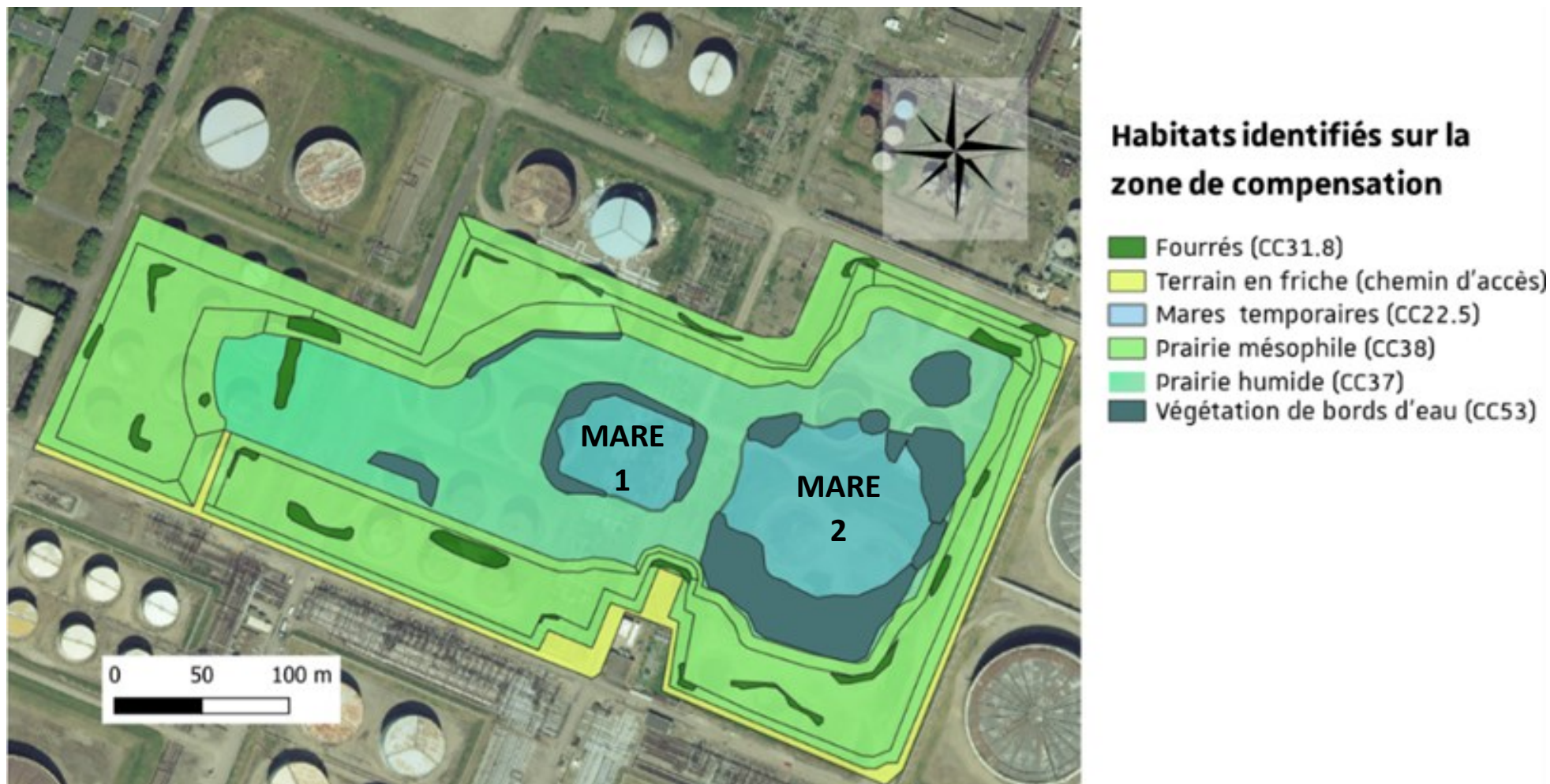
Annexe 26b : Calcul de l'indicateur composite de risque allergène pour les différents habitats à risque présents sur la zone d'accueil des mesures compensatoire.

La richesse taxonomique est obtenue selon la méthode décrite dans le paragraphe 3.5 du chapitre 4. 12 espèces de strates herbacées sont considérées et 19 espèces arbustives principales (risque allergène modéré à fort, Réseau pollen). Le risque allergène est présenté en a) et oscille entre 0 et 3. La périodicité correspond à la période (en mois) de production de pollens potentiellement allergènes, toute espèce confondue divisée par 12. Le HSI correspond à la somme des valeurs obtenues pour la richesse taxonomique, le risque allergène et la périodicité divisée par 2.1 (70% de la note maximale atteignable). Si la somme des 3 indicateurs est supérieure à 2.1 alors le HSI sera automatiquement de 1.

Habitat	Richesse taxonomique	Risque allergène	Périodicité	Somme	HSI = somme/2.1
Terrain en friche	$5/12 = 0.42$	$1.37/3 = 0.46$	$7/12 = 0.58$	1.46	0.69
Fourrés humide	$2/19 = 0.1$	$0.901/3 = 0.3$	$2/12 = 0.5$	0.9	0.43

Annexe 27 a : Cartographie de la zone de compensation en 2021 et localisation des deux mares temporaires

La mare 1, plus petite correspond à la mare Ouest (Annexe 27b). La mare 2 plus grande correspond à la mare Est (27c). Cartographie G. Jacek réalisée avec les relevés de 2021 . Fond cartographique EMS, 2018.



Annexe 27 b : Relevé de la végétation dans la mare 1 (Mares ouest) réalisé en juin 2020

Les relevés ont été réalisés selon le protocole BECOME (Aquabio, 2020). La mare a été divisée en 5 zones : berge nord, berge sud, berge ouest, berge est et centre de la mare. Les berges correspondent à une zone de 40 cm de part et d'autre de la limites d'eau et qui présente également une profondeur inférieure ou égale à 20cm. A chaque espèce est associée un pourcentage de recouvrement à l'exception des espèces aquatiques. Pour ces espèces là, ce sont les classes développées dans le protocole BECOME (Aquabio, 2020) qui sont utilisées. Les valeurs correspondent aux conditions suivantes **1** Quelques pieds **2** Quelques petits herbiers **3** Petits herbiers assez fréquents **4** Grands herbiers discontinus **5** Herbiers continus. **Rtot** : recouvrement total, % recouvrement : pourcentage de recouvrement de chaque taxon identifié.

Relevé Mare 1 (48°39'39.98"N/ 7°45'56.61"E) au 09/06/2020												
Berge ouest (coté ZC)**		Berge sud (coté Wagram)**		Berge Est (vers l'autre mare)**		Berge Nord (Coté Écoparc)**		Centre de la mare		Total	Berge (P< 20cm)*	Mare
R tot 30%	% recouvrement	Rtot : 30%	% recouvrement	Rtot 7%	% recouvrement	Rtot 20%	% recouvrement					
<i>Salix sp. (juv)</i>	3	<i>Typha latifolia</i>	20	<i>Juncus articulatus</i>	2	<i>Typha latifolia</i>	6	<i>Chara vulgaris</i>	4*	<i>Chara vulgaris</i>		X
<i>Salix alba (juv)</i>	20	<i>Salix alba (juv)</i>	7	<i>Typha latifolia</i>	3	<i>Lythrum salicaria</i>	15			<i>Eleocharis palustris</i>		X
<i>Lythrum salicaria</i>	3	<i>Juncus articulatus</i>	3	<i>Lythrum salicaria</i>	3	<i>Chara vulgaris</i>	3			<i>Equisetum arvense</i>		X
<i>Typha latifolia</i>	15	<i>Chara vulgaris</i>	3*	<i>Salix sp. (juv)</i>	3	<i>Juncus articulatus</i>	0,5			<i>Festuca arundinaceae</i>	X	
<i>Populus nigra (juv)</i>	1	<i>Salix sp. (juv)</i>	3	<i>Chara vulgaris</i>	2					<i>Holcus lanatus</i>	X	
<i>Juncus articulatus</i>	0,5	<i>Lythrum salicaria</i>	7	<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,1					<i>Juncus articulatus</i>		X
<i>Chara vulgaris</i>	1*	<i>Juncus compressus</i>	3	<i>Lotus pendunculatus</i>	0,1					<i>Juncus compressus</i>		X
<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,5	<i>Holcus lanatus</i>	0,5	<i>Holcus lanatus</i>	0,1					<i>Lotus pendunculatus</i>	X	
<i>Eleocharis palustris</i>	1	<i>Populus alba (juv)</i>	0,5	<i>Festuca arundinaceae</i>	0,1					<i>Lythrum salicaria</i>		
<i>Scirpus maritimus</i>	0,1	<i>Rumex crispus</i>	0,1	<i>Salix viminalis</i>	0,5					<i>Phalaris arundinaceae</i>	X	
<i>Lotus pendunculatus</i>	1			<i>Equisetum arvense</i>	0,1					<i>Populus alba (juv)</i>	X	
				<i>Populus alba (juv)</i>	0,5					<i>Populus nigra (juv)</i>	X	
				<i>Populus nigra (juv)</i>	0,5					<i>Rumex crispus</i>		X
				<i>Scirpus maritimus</i>	0,1					<i>Salix alba (juv)</i>		X
										<i>Salix sp. (juv)</i>		X
										<i>Salix viminalis (juv)</i>	X	
										<i>Scirpus maritimus</i>		X
										<i>Typha latifolia</i>		X

* pas en % mais selon le protocole BECOME** Les berges correspondent à une bande de 40cm de part et d'autre des limites de la mare.

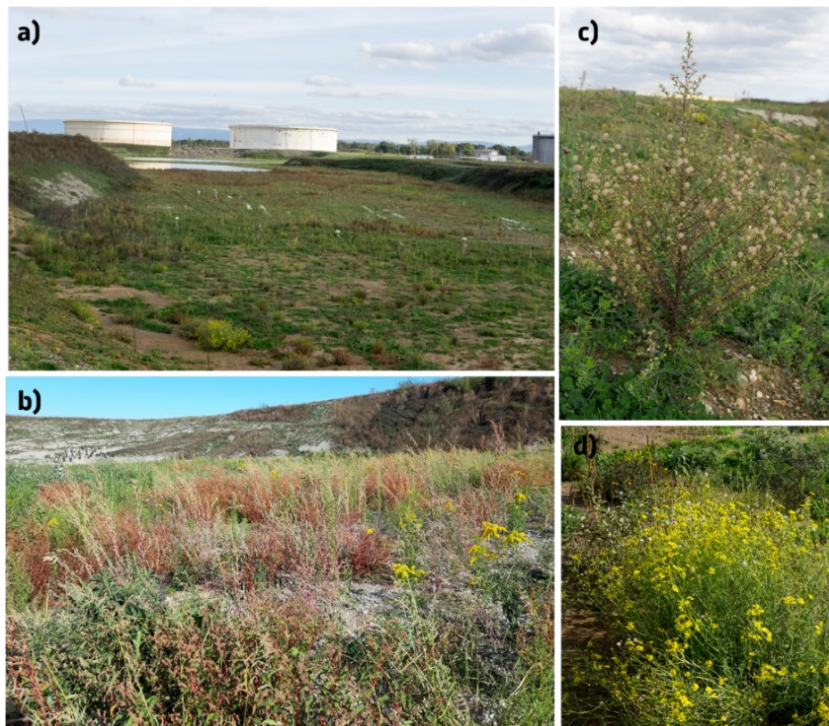
Annexe 27 c : Relevé de la végétation dans la mare 2 (Mares Est) réalisé en juin 2020

Les relevés ont été réalisés selon le protocole BECOME (Aquabio, 2020). La mare a été divisée en 5 zones : berge nord, berge sud, berge ouest, berge est et centre de la mare. Les berges correspondent à une zone de 40 cm de part et d'autre de la limites d'eau et qui présente également une profondeur inférieure ou égale à 20cm. A chaque espèce est associée un pourcentage de recouvrement à l'exception des espèces aquatiques. Pour ces espèces là, ce sont les classes développées dans le protocole BECOME (Aquabio, 2020) qui sont utilisées. Les valeurs correspondent aux conditions suivantes **1** Quelques pieds **2** Quelques petits herbiers **3** Petits herbiers assez fréquents **4** Grands herbiers discontinus **5** Herbiers continus. **Rtot** : recouvrement total, % recouvrement : pourcentage de recouvrement de chaque taxon identifié.

Mare 2 (48°39'38.63"N / 7°46'1.82"E) (Grande) au 09/06/2020									
Berge sud (coté Wagram)		Berge Est (Typhaie dense)		Berges nord (coté Ecoparc)		Berge ouest (Coté zone de compensation)		Zone centrale de la mare	
Rtot 80%	% recouvrement	Rtot 95%	% recouvrement	Rtot 5%	% recouvrement	Rtot 50%	% recouvrement		% recouvrement
<i>Juncus compressus</i>	7	<i>Typha latifolia</i>	90	<i>Typha latifolia</i>	3	<i>Typha latifolia</i>	25	<i>Chara vulgaris</i>	4*
<i>Juncus articulatis</i>	15	<i>Juncus subnodulosus</i>	3	<i>Populus nigra (juv)</i>	0,5	<i>Lythrum salicaria</i>	10	<i>Potamogeton crispus</i>	1*
<i>Chara vulgaris</i>	3*	<i>Roripa palustris</i>	0,5	<i>Lythrum salicaria</i>	0,5	<i>Juncus articulatus</i>	10	<i>Potamogeton pectinatus</i>	1*
<i>Typha latifolia</i>	70	<i>Juncus articulatus</i>	7	<i>Juncus articulatus</i>	1	<i>Salix triandra (juv)</i>	3		
<i>Lythrum salicaria</i>	7	<i>Lythrum salicaria</i>	3	<i>Chara</i>	2*	<i>Juncus compressus</i>	5		
<i>Mentha quatica</i>	0,1	<i>Juncus compressus</i>	2			<i>Juncus subnodulosus</i>	1		
<i>Rumex crispus</i>	0,1	<i>Schoenoplectus lacustris subsp. lacustris</i>	3			<i>Schoenoplectus lacustris subsp. Lacustris</i>	2		
<i>Scirpus maritimus</i>	0,1	<i>Salix triandra (juv)</i>	5			<i>Salix alba (juv)</i>	7		
<i>Carex hirta</i>	0,1	<i>Salix alba (juv)</i>	5			<i>Chara vulgaris</i>	2*		
<i>Phalaris arundinaceae</i>	0,1	<i>Chara vulgaris</i>	5*						
<i>Populus nigra (juv)</i>	0,5								
<i>Equisetum arvense</i>	3								
<i>Salix alba (juv)</i>	10								
<i>Carex pseudocyperus</i>	0,1								
<i>Eleocharis palustris</i>	3								
<i>Schoenoplectus lacustris subsp. Lacustris</i>	1								

Annexe 28 : Relevés de végétation : premiers résultats

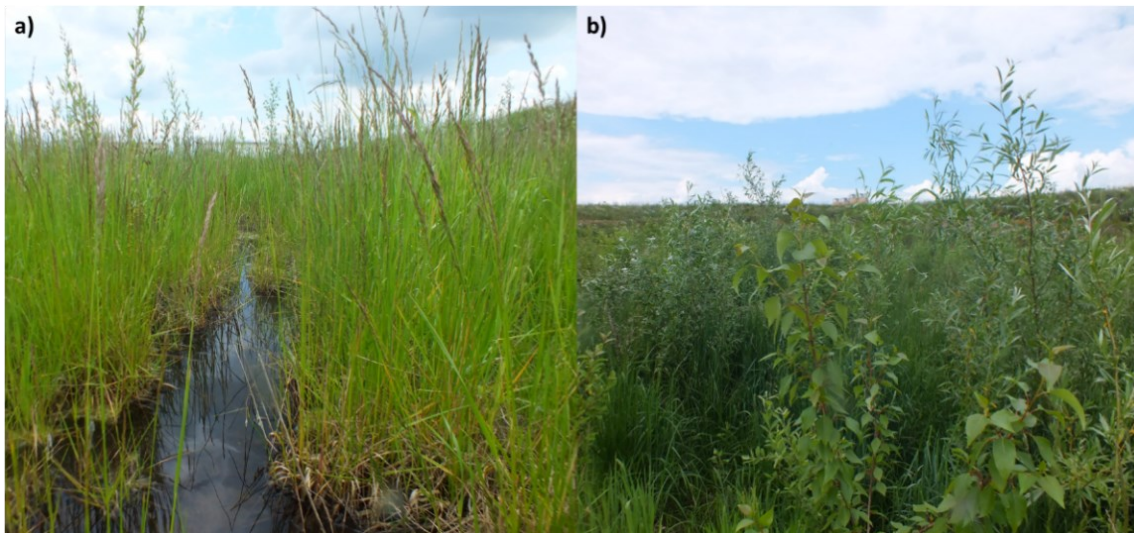
Du fait de l'ensemencement tardif de la zone humide de compensation (mai 2019) cette dernière présentait la première année principalement des espèces rudérales avec une forte dominance de *Persicaria maculosa*, *Echinochloa crus-galli*, *Dittrichia graveolens*, *Senecio inaequidens*. Les merlons ensemencés en novembre 2018 présentaient un couvert végétal plus développés. En juin 2020, 1 an et demi après les ensemencements, une forte dynamique humide est observable sur l'ensemble du site avec le développement dans plusieurs parties de la zone de compensation de typhaies. Ces dernières associées avec les dépressions humides présentes sur la zone, représentent des sites privilégiés de ponte pour les amphibiens. De nombreuses espèces de joncs (*Juncus inflexus*, *Juncus bufonius*, *Juncus subnodulosus*) forment des patches autour de ces typhaies et le long des dépressions humides. En dehors de ces zones plus humides, deux espèces *Festuca arundinaceae* et *Holcus lanatus* sont dominantes. On observe également une colonisation par endroits de quelques espèces ligneuses (*Salix alba*, *Salix viminalis*, *Salix aurita*, *Populus alba*, *Populus nigra* etc...).



Végétation de la zone humide de compensation en octobre 2019

a) Photo du site dans sa globalité en octobre 2019 (Photo Audrey Muratet) **b)** Site en mai 2019 dominé par *Echinochloa crus-galli* et *Persicaria maculosa* (rouge) avec la présence sporadique de *Solidago gigantea* (jaune) (Photo G. Jacek, 2019). En octobre on retrouve en grande quantité *Dittrichia graveolens* **c)** et **d)** *Senecio inaequidens* (Photos Audrey Muratet, 2019)

La flore inventoriée sur les merlons correspond à la composition des semences avec une présence importante en juin 2021 de *Leucanthemum vulgare*, *Cota tinctoria*, *Festuca rubra* et *Achillea millefolium*. Les relevés réalisés en 2021 ont dénombré 67 espèces sur la prairie et 39 espèces sur les merlons. On note cependant un retour des espèces invasives et notamment du solidage (*Solidago gigantea*) au niveau de la zone hygrophile ou son recouvrement atteint en juin 2021, les 20% du recouvrement total. Dans les autres parties du site il reste peu présent.



Microhabitats présents sur la zone de compensation

a) Dépression remplie d'eau après une période de pluie et une remontée de la nappe **b)** Présence de petits bosquets de saules et peupliers juvéniles favorables à certaines espèces avicoles. Photos G. Jacek 2021

Dans les mares temporaires, les relevés de végétation de mai 2020 et 2021 ont mis en évidence un fort couvert en *Chara vulgaris* avec le développement sur les berges de nombreuses joncacées (*Juncus effusus*, *Juncus articulatus*) et cyperacées (*Carex pseudocyperus*, *Cyperus eragrostis*, *Schoenoplectus lacustris* et *Elocharis uniglumis*). D'autres espèces de milieux aquatiques ont été observées dans la plus grande des mares en 2020 comme *Potamogeton berchtoldii*, *Potamogeton crispus* et *Sparganium emersum*. Ces espèces n'ont cependant pas été retrouvées en 2021.

Rélevés floristiques réalisés sur les différents milieux présents sur la zone de compensation à l'exception des milieux aquatique (juin 2021)

	ZONE MESOPHILE (MERLONS)	ZONE HYGROPHILE (Z2)	ZONE TRES HYGROPHILE
Relevé floristique	<p><i>Achillea millefolium, Anthyllis vulneraria</i></p> <p><i>Bromopsis erecta, Centaurea jacea, Centaurea stoebe, Cichorium intybus, Cirsium arvense, Cota tinctorial, Dactylis glomerata, Daucus carota, Dispsacus fullonum, Echium vulgare, Festuca rubra, Festuca sp., Galium mollugo, Galium verum, Holcus lanatus, Hypericum perforatum, Leucanthemum vulgare, Linum perenne, Lolium perenne, Lotus corniculatus, Medicago lupulina, Medicago sativa, Phleum arvense, Phragmites australis, Plantago lanceolata, Poa pratensis, Poa sp., Poa trivialis, Populus alba, Poterium sanguisorba, Saponaria ocymoides, Senecio inaequidens, Solidago gigantea, Symphytum officinalis, Trifolium campestre, Trifolium pratense, Trifolium repens</i></p>	<p><i>Achillea millefolium, Alopecurus pratensis, Anthoxanthum odoratum, Bertorea incana, Bromopsis erecta, Carex sp., Carex hirta, Centaurea cyanus, Cirsium arvense, Cota tinctorial, Dactylis glomerata, Daucus carota, Echium vulgare, Epilobium sp., Ervilia hirsute, Festuca arundinaceae, Galium mollugo, Galium verum, Holcus lanatus, Leucanthemum vulgare, Lolium perenne, Lotus pendiculatus, Martriarca chamomilla, Onobrychis vicifolia, Papaver Rhoas, Phalaris arundinaceae, Phleum pratense, Plantago lanceolata, Poa trivialis, Poterium sanguisorba, Populus alba, Populus nigra, Prunella vulgaris, Rubus sp., Rumex crispus, Salix alba, Salix aurita, Salix caprea, Salix viminalis, Scrophularia sp., Senecio inaequidens, Silene latifolia, Solidago gigantea, Sonchus arvensis, Torilis sp., Trifolium campestre, Vicia sativa, Urtica dioïca, Vulpia myuros</i></p>	<p><i>Achillea millefolium, Agrostis stolonifera, Anthoxanthum odoratum, Calamagrostis epigejos, Carex hirta, Centaurea jaceae, Cirsium arvense, Daucus carota, Deschampsia caespitosa, Epilobium hirsutum, Equisetum pratensis, Festuca arundinaceae, Galium album, Galium verum, Holcus lanatus, Hypericum perforatum, Juncus bufonius, Juncus inflexus, Juncus subnodulosus, Lotus corniculatus, Lotus pendiculatus, Lythrum salicaria, Martriaca recutita, Oenothera biennis, Phalaris arundinaceae, Phleum pratense, Plantago lanceolata, Populus alba, Populus nigra, Rubus sp., Rumex crispus, Rumex obtusifolius, Solidago gigantea, Symphytum officinalis, Trifolium hybridum, Trifolium repens, Typha latifolia, Vulpia myuros</i></p>



Colonisation végétale des mares temporaires (2021) et de leurs berges

Source photos : G. Jacek 2021 **a)** Végétalisation des mares temporaires avec présence de typhaies sur la périphérie **b)** Tapis de *Chara vulgaris* présent dans les 2 mares (2020 G. JACEK) **c)** *Scirpus maritimus* **d)** *Schoenoplectus lacustris* **e)** *Eleocharis palustris*

Guillaume JACEK
**Suivi et Evaluation de la requalification de friches
industrielles en zone de compensation
écologique: Le cas de l'ancienne raffinerie
pétrolière de Reichstett**

Résumé

Les friches industrielles représentent de réelles opportunités pour la création d'espaces naturels mais les méthodes de restauration et d'évaluation des bénéfices environnementaux de ces opérations sont très lacunaires. L'objectif de cette thèse a été, au travers d'un cas d'étude, de palier à ce manque. Les résultats obtenus mettent en évidence que la restauration des technosols de friches industrielles nécessite une approche pluri-compartimentale (végétation et sol) et que les méthodes utilisées actuellement en restauration des sols sont moins efficaces dans des milieux aussi dégradés. Une approche pluridisciplinaire alliant outils d'évaluation économique et indicateurs écologiques a été ajustée permettant l'évaluation des bénéfices environnementaux de tels projets. Des adaptations sont cependant encore nécessaires dans la récolte de données, la sélection des indicateurs et la conception de la méthode pour garantir une meilleure prise en compte du compartiment sol, optimiser l'intégration des objectifs du projet de restauration et des potentiels impacts de la restauration sur les populations locales.

Mots clés : restauration des sols, espèces ingénieures, évaluation par équivalence, services écosystémiques, indicateurs écologiques.

Summary

Industrial wastelands represent real opportunities for the creation of natural spaces but the methods of restoration and evaluation of the environmental benefits of these operations are very incomplete. The objective of this thesis was, through a case study, to fill these gaps. The results obtained show that the restoration of technosols of industrial wastelands requires a multi-compartmental approach (vegetation and soil) and that the methods currently used in soil restoration are less effective in such degraded environments. A multidisciplinary approach combining economic evaluation tools and ecological indicators has been adjusted to evaluate the environmental benefits of such projects. However, adaptations are still needed in data collection, indicator selection and method design to improve the consideration of the soil compartment and to optimize the integration of the objectives of the restoration project and the potential impacts of restoration on local populations.

Keywords: soil restoration, engineer species, equivalence assessment, ecosystem services, ecological indicators.