



Faisabilités techniques

Utilisation de biochar pour l'amendement de sols

Mars 2025

www.emwelt.lu



Administration
de l'environnement
Grand-Duché de Luxembourg

Date : 17/01/2025

Version : 1

Auteur : Dr. Gaëtan FOURVEL
Administration de l'environnement (AEV) - Unité Stratégies et Concepts
Gaetan.Fourvel@aev.etat.lu

Participations :

- Mme Karine PARIS
Citizens for Ecological Learning and Living (CELL) – Urban Gardening
- Dr. David PORCO
Centre de recherche scientifique du Muséum national d'histoire naturelle du Luxembourg (MNHML) – Biologie des populations / Zoologie des invertébrés

Table des matières

1. Contexte et objectifs	3
2. Définitions	5
3. Aspects agronomiques	6
3.1. Utilisation des biochars en agronomie.....	6
3.2. Utilisation des biochars en génie pédologique	7
3.3. Principales propriétés agronomiques des biochars.....	8
3.4. Modifications des propriétés agronomiques des sols amendés.....	10
3.5. Conclusion partielle : aspects agronomiques	12
4. Impacts environnementaux.....	13
4.1. Utilisation de biochar pour la gestion de pollutions.....	13
4.2. Principales propriétés environnementales des biochars	13
4.3. Modifications des propriétés environnementales des sols amendés	18
4.4. Modifications des propriétés biologiques des sols amendés	19
4.5. Effets écotoxiques de l'apport de biochar dans un sol.....	20
4.6. Conclusion partielle : impacts environnementaux	22
5. Séquestration de carbone	24
5.1. Formes du carbone et temps moyen de résidence dans le sol.....	24
5.2. Amendement des sols et stockage additionnel	25
5.3. ACV de l'amendement de sols agricoles avec du biochar	27
5.4. Conclusion partielle : séquestration de carbone.....	31
6. Recommandations pour l'utilisation du biochar en agronomie	32
6.1. Principes à suivre	32
6.2. Besoin de connaissances supplémentaires.....	36
7. Conclusion générale	37
8. Références	39

1. Contexte et objectifs

La séquestration du carbone dans les sols est l'une des solutions souvent évoquées et mises en avant pour compenser une partie significative des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique et ainsi lutter contre le dérèglement climatique (Initiative 4pour1000, 2015 ; Jia et al., 2019). D'après les travaux du Groupe d'experts International sur l'Evolution du Climat (GIEC) (IPCC, 2022a), la séquestration de carbone dans les sols constitue l'une des techniques de retrait du dioxyde de carbone atmosphérique les plus intéressantes car elle possède un fort potentiel, est mûre techniquement, peut être implémentée rapidement à coûts modestes et peut engendrer de nombreux co-bénéfices pour l'environnement et l'agriculture. Jia et al. (2019) estiment que les sols minéraux seraient capables de séquestrer annuellement des quantités significatives de carbone, comprises entre 0,4 et 8,64 GtCO₂/an à l'échelle mondiale ce qui est du même ordre de grandeur que l'augmentation annuelle de la quantité de carbone contenue dans l'atmosphère (+4,3 GtCO₂-eq/an) (Initiative 4pour1000, 2015). Selon les mêmes auteurs, à lui seul, l'amendement des sols en biochar aurait un potentiel de séquestration du carbone compris entre 0,03 et 6,6 GtCO₂-eq/an jusqu'en 2050. Bien que ces estimations macroscopiques soient empreintes de nombreuses incertitudes, elles mettent en évidence l'importance du levier d'action qu'est la séquestration de carbone dans les sols, notamment sous forme de biochar, pour atteindre les objectifs de l'Accord de Paris (COP 21). Alors que l'amendement de sol en biochar « industriel », c'est-à-dire produit dans des installations de pyrolyse, reste une pratique peu répandue à travers le monde, des exemples historiques de l'utilisation de biochars « artisanaux » ont été recensés dans la littérature. Parmi ces exemples, celui des sols de terra preta (pretic ANTHROSOL, selon la classification internationale des sols (WRB, 2022)) présents dans le bassin amazonien est certainement l'un des plus iconiques.

En effet, dans le but d'améliorer la fertilité relativement médiocre des sols tropicaux, ces-derniers ont été enrichis progressivement en biochar via l'application durant des siècles de pratiques agricoles basées sur le brûlis. Ces pratiques ont conduit à la création de sols de terra preta présentant un enrichissement important en carbone stable (biochar) jusqu'à des profondeurs pouvant dépasser les 2 m (Novotny et al., 2009), ce qui leur confère une fertilité et des stocks de carbone nettement supérieurs à ceux des sols tropicaux initialement présents. Sur la base de ces exemples, de nombreux acteurs comme le GIEC, l'IBI (international Biochar initiative), l'EBC (European Biochar Certificates) ou encore la FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) préconisent l'utilisation à grande échelle de biochar pour lutter contre le changement climatique et/ou pour garantir la sécurité alimentaire en renforçant la fertilité des sols. Cependant, l'amendement des sols en biochar est une pratique mal connue qui peut s'avérer être émettrice nette de CO₂ et qui peut engendrer des conséquences néfastes sur l'environnement, la productivité agricole des sols et la santé humaine. En effet, le GIEC s'accorde à dire que la production et l'utilisation de biochar requièrent la mise en place d'une réglementation et d'une standardisation visant à maîtriser les risques que cette technique représente, car il estime qu'un déploiement mal maîtrisé de cette technique peut avoir des impacts néfastes non seulement pour l'environnement mais aussi pour l'économie et la société (Olsson et al., 2019).

Ainsi, pour être en mesure d'autoriser, voire de promouvoir ou au contraire de limiter l'amendement des sols en biochar au Grand-Duché de Luxembourg sur la base d'une évaluation fine de la balance bénéfiques/risques de cette pratique, l'Administration de l'environnement et CELL (Citizens for Ecological Learning and Living) ont réalisé la présente étude bibliographique. L'objectif de ce rapport est d'établir un état des lieux global des connaissances techniques, le plus objectif et précis

possible, concernant l'utilisation du biochar pour l'amélioration des certaines fonctions des sols urbains, notamment de jardins communautaires, et des sols agricoles. L'étude se concentre particulièrement sur la fonction de support de végétation qui s'appuie sur les fertilités physique, chimique et biologique des sols, ainsi que la fonction de stockage de carbone organique.

Les résultats de l'étude permettront d'évaluer l'opportunité de l'usage de biochar ainsi que les faisabilités techniques de son utilisation pour augmenter la fertilité des sols amendés et maximiser la capacité des sols à séquestrer du carbone atmosphérique sur le long terme, tout en minimisant les effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine. *In fine*, les résultats permettront d'initier les discussions à l'échelle nationale pour encadrer, voire inciter, l'amendement des sols urbains et/ou agricoles¹ en biochar.

Les aspects réglementaires de l'utilisation du biochar comme amendement de sols agricoles ou urbains ne sont pas abordés dans cette étude. Ce sujet est traité dans un document distinct qui a vocation à rester en interne au moment de la publication de la présente étude.

¹ Les sols forestiers sont par défaut exclus du champ d'application potentiel de l'amendement en biochar puisque l'article 10 de la loi du 23 août 2023 sur les forêts (JOGDL, 2023) interdit explicitement « la fertilisation en forêt dans le but d'augmenter la croissance des arbres » et « l'amendement du sol forestier sauf autorisation du ministre pour des raisons phytosanitaires ».

2. Définitions

Le terme « black carbon » désigne un ensemble de produits solides issus d'une transformation thermochimique de matériaux carbonés, pouvant provenir aussi bien de biomasses que de combustibles fossiles (Goldberg, 1985 ; Masiello et al., 2004). Le biochar est une sorte de black carbone. Il est plus précisément le résidu solide de la pyrolyse d'une biomasse végétale (Spokas et al., 2012).

La pyrolyse est un procédé thermochimique de décomposition de matériaux organiques à hautes températures en absence d'oxygène (Bridgwater, 1994), qui peut être endothermique ou exothermique et produit des gaz, des huiles et des résidus solides (biochar). La proportion entre gaz, huile et biochar, ainsi que la composition de chacune de ces phases dépendent des propriétés de la biomasse initiale (composition chimique, granulométrie, teneur en eau), des conditions de la pyrolyse (température, pression, temps de résidence, humidité, absence totale ou non d'oxygène, vitesse de chauffe) et des modes de gestion après la production (stockage, broyage, oxydation) (Spokas et al., 2012). En fonction des conditions de la pyrolyse, il est possible de distinguer au moins sept types de pyrolyse (Tableau 1).

TABLEAU 1 : TYPES DE PYROLYSE EN FONCTION DE CERTAINES CONDITIONS DU PROCEDE (D'APRES SPOKAS ET AL, 2012). ND : NON DEFINI

Type de pyrolyse	Gamme de température (°C)	Temps de résidence	Taux de chauffe (°C/s)
Torrefaction	200-320	Heures	< 1
Pyrolyse lente	350-700	Heures	1-100
Pyrolyse rapide	450-550	< 1 minute	> 1000
Pyrolyse très rapide	300-800	< 1 seconde	> 1000
Gaséification	> 800	Secondes à minutes	ND
Carbonisation hydrothermal	150-400	Minutes à heures	ND
Pyrolyse assistée par micro-ondes	300-500	Minutes à heures	ND

L'ensemble de ces facteurs introduit de la variabilité au sein de la production de biochar dont la qualité peut varier même au sein d'une même installation de production. Le terme biochar peut donc regrouper des matériaux ayant des propriétés physico-chimiques contrastées et il est donc plus approprié d'utiliser le terme « les biochars » que « le biochar » pour évoquer de façon générique ce matériau.

3. Aspects agronomiques

3.1. Utilisation des biochars en agronomie

Les biochars sont utilisés en agriculture en tant qu'amendement pour améliorer la fertilité des sols et ainsi les rendements. Leur utilisation n'est cependant pas très courante car les effets de cet amendement sont encore mal connus, allant de l'amélioration durable des rendements agricoles à des effets négatifs limitant la production.

Spokas et al. (2012) montrent que sur 44 études ayant étudiées l'impact d'un amendement de biochar sur la production agricole de différentes cultures, 50 % des études concluent à un effet positif de l'amendement de biochar sur les rendements agricoles par rapport au témoin, 30 % concluent à l'absence de différence significative entre sol amendé et sol témoin et 20 % concluent à un effet négatif de l'apport de biochar sur les rendements agricoles étudiés. Ces résultats sont confirmés par Godlewska et al. (2021) et Vijay et al. (2021) qui précisent dans leur revue de littérature respective qu'une grande partie des études ayant étudiées l'influence de l'amendement en biochar sur les rendements agricoles montre un effet significativement positif du biochar sur les propriétés agronomiques des sols, bien que certaines études ne mettent en évidence aucun effet du biochar ou même des effets significativement négatifs du biochar sur les rendements.

L'hétérogénéité importante des conditions expérimentales appliquées dans les différentes études considérées (biochar utilisé, taux d'application, culture considérée, climat et météorologie, type de sol, durée des essais, essais en plein champs ou en conditions contrôlées) ainsi que l'absence de données suffisamment précises et exhaustives empêchent les auteurs d'identifier les principaux mécanismes agronomiques en jeu. Ils suggèrent cependant que les effets positifs de l'amendement de biochar ont pu préférentiellement s'exprimer sur des sols initialement dégradés ou appauvris en éléments nutritifs et/ou ayant une CEC faible. Par exemple, Jeffery et al. (2017) observent que l'apport de biochar à un effet positif sur les rendements en conditions tropicales et lorsque les sols sont appauvris en nutriments et acides, alors qu'il n'a pas d'effet, voire un effet négatif, sur les rendements issus de sols situés en zones tempérées ayant un pH optimal. Ceci illustre bien l'ambivalence des effets d'apport de biochar dans un sol.

Chan et al. (2007) montrent que l'apport de biochar peut, en conditions contrôlées, augmenter les rendements agricoles lorsqu'il est associé à une fertilisation azotée. Sans fertilisation, aucun gain de rendement n'a été observé. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec une dose de 100 t/ha de biochar (apport maximal testé) et une fertilisation azotée de 100 kg N/ha.

Dans leur revue bibliographique, Godlewska et al. (2021) ont identifié neuf études de 2016 à 2019 portant sur l'évaluation des effets de l'apport de biochar sur le rendement de cultures agricoles en plein champ. Deux études n'ont pas mis en évidence d'effet significatif de l'apport de biochar, et sept études ont montré une augmentation significative des rendements allant de 14 % à 89 %, en fonction des essais (type de sol, climat, itinéraire technique, type de biochar, taux d'application, culture). Les taux d'application employés étaient compris entre 0,67 % v:v à 2,0 % v:v, avec une moyenne de 1,39 % v:v².

² % v:v calculé avec une MVA de sol de 1,4 g/cm³, une épaisseur de sol de 0,25 m et une MVA de biochar de 0,3 g/cm³.

3.2. Utilisation des biochars en génie pédologique

Le génie pédologique désigne un ensemble de pratiques visant à améliorer la fertilité d'un sol dégradé, allant de la modification d'un sol existant à la construction *ex nihilo* d'un sol support de végétation sur une zone qui en était dépourvue (p.ex. friche industrielle). Le génie pédologique se base notamment sur l'emploi de divers matériaux organiques et minéraux ayant des propriétés agronomiques d'intérêt pour améliorer les propriétés du sol dégradé ou pour formuler et créer un horizon artificiel adapté et fertile. Ces matériaux sont souvent des déchets mais peuvent aussi être des sous-produits industriels, voire des produits.

Malgré ses propriétés agronomiques intéressantes, le biochar est très peu utilisé en génie pédologique. Seules deux types d'utilisation ont pu être identifiés dans la littérature :

- Une utilisation de biochar pour amender des TECHNOSOLS miniers en vue de revégétaliser des sites miniers après leur exploitation ;
- Une utilisation pour construire des sols urbains fortement perméables au sein d'espaces verts, pour maximiser l'infiltration des eaux de précipitations et ainsi lutter contre les inondations.

Dans le contexte post-minier, les techniques de génie pédologique sont très courantes et comportent presque toujours un apport artificiel de matière organique pour améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques des déchets miniers minéraux présents (p.ex. stérile minier). Les matières organiques utilisées sont diverses et sont majoritairement des déchets (p.ex. boues de stations d'épuration, boues industrielles) ou issues de la transformation de déchets (p.ex. compost). Certaines études ont testé l'utilisation de biochar comme amendement organique pour améliorer des TECHNOSOLS miniers. L'objectif premier de l'apport de biochar est souvent de stabiliser les polluants (principalement des ETM) présents dans les déchets miniers afin de réduire leur mobilité et donc leur phytotoxicité, mais aussi d'augmenter la qualité agronomique du sol pour améliorer les chances de survie et de développement du couvert végétal (Houben et al., 2013 ; Lebrun et al., 2018 ; Lebrun et al., 2020). Bien qu'aucune revue de littérature ne confirme cela, il semble que les taux d'application de biochar étudiés soient compris entre 1 et 10 % m:m. Lebrun et al. (2018) montrent qu'aucun effet significatif sur la physiologie des plantes (biomasse, teneur en chlorophylle...) n'a été mesuré pour des doses de biochar allant jusqu'à 5 % m:m alors que Houben et al. (2013) précisent qu'une augmentation significative de la biomasse produite est observable dès 5 % m:m et encore plus importante avec 10 % m:m de biochar.

Dans le contexte urbain, Embrén (2016 ; 2020) et Graz et Palman (2020) ont construit des TECHNOSOLS supports de végétation très poreux pour lutter contre les inondations. Ces sols ont été faits par un mélange de granulats et de biochar, parfois amendé en compost (TECHNOSOL 1 : 6/8 (v:v) granulats + 1/8 biochar fertilisé + 1/8 compost ; TECHNOSOL 2 : 3/4 (v:v) granulats + 1/4 biochar fertilisé) ou de biochar composté pur. Aucune information n'est disponible sur les propriétés des biochars utilisés, de la fertilisation utilisée et sur le compostage des biochars, mais les résultats semblent intéressants, notamment car les couverts végétaux installés sur ces sols construits semblent se développer normalement, sans phytotoxicité apparente (constat visuel des photographies présentées).

Aucune utilisation de biochar comme amendement de sol de jardin potager décrite dans la littérature scientifique n'a été trouvée.

3.3. Principales propriétés agronomiques des biochars

La littérature scientifique et technique disponible est peu fournie en données de caractérisation des biochars. Certains auteurs, comme Lange et al. (2018) et Lataf et al. (2022) ont toutefois publié des caractérisations physicochimiques de différents biochars. Sur la base de leurs publications, des profils types de biochars provenant de différents types de biomasses peuvent être dressés (Tableau 2 et Tableau 3).

En moyenne, les 43 biochars étudiés par Lange et al. (2018) ont une teneur en cendres de $10,5 \pm 7,4$ % de matière sèche (MS) et sont riches en carbone total ($66,8 \pm 9,4$ % de MS), dont une part significative est composée de carbone graphitique et une part plus faible (5,5 % de MS) est composée de carbone organique. Les biochars ont une teneur moyenne en azote total de $1,0 \pm 0,6$ % de MS, ce qui est proche des teneurs couramment rencontrées dans des composts de déchets verts : 0,99 à 1,59 % de MS (PACA, 2012 ; Grosbellet et al., 2011 ; Fourvel, 2018), mais inférieure aux teneurs observées dans d'autres amendements, comme le compost de boue d'épuration : 2,14 % de MS (Damas et Coulon, 2016), les boues d'épuration : 6,03 % de MS (Damas et Coulon, 2016), les fumiers : 2,3 à 4,4 % de MS ou les lisiers : 6,2 à 11,9 % de MS (Weill et Duval, 2009).

Les biochars étudiés ont une gamme de pH eau neutre à basique, allant de 6,84 à 9,85 pour Lange et al. (2018) et de 7,26 à 12,5 pour Lataf et al. (2022), avec une moyenne respective de $7,7 \pm 0,75$ et $9,7 \pm 1,4$: cela indique que seule une partie des biochars a un pH eau compatible avec le développement de la majorité des plantes cultivées (pH optimal compris entre 6 et 8). En plus du pH, Lataf et al. (2022) ont mesuré le pouvoir tampon acide des biochars étudiés. Celui-ci est compris entre 1 et 1643 mmol H⁺/L, soulignant la très grande variabilité entre les différents types de biochars.

La teneur moyenne en P total des biochars étudiés est de 3047 mg/kg de MS. Ces teneurs sont en moyenne plus faibles en comparaison avec les teneurs en P de fumiers (8732 à 13 677 mg/kg MS), de lisiers (13 098 à 25 923 mg/kg MS) (Weill et Duval, 2009), de boues de station d'épuration (41 700 mg/kg MS) ou de compost de boues d'épuration (92 000 mg/kg MS) (Damas et Coulon, 2016). Toutefois, il est à noter que certains biochars ont une teneur élevée en P, qui peut être supérieures (33 852 mg/kg MS pour le biochar issu de fumiers) aux autres amendements précités.

La conductivité électrique (CE) moyenne des biochars étudiés par Lange et al. (2018) est de 0,97 dS/m, avec une variabilité importante, jusqu'à 4,11 dS/m. Pour Lataf et al. (2022), les biochars étudiés sont beaucoup plus « salés » avec en moyenne une CE de $4,9 \text{ dS/m} \pm 3,9$. Les conductivités électriques supérieures à 2 dS/m affectent la fertilité du sol et réduisent significativement les rendements de la plupart des cultures (Durand, 1983).

La masse volumique apparente (MVA) des biochars étudiées par Lange et al. (2018) est faible $0,30 \pm 0,05 \text{ g/cm}^3$ et relativement homogène entre les différents types. Cette faible MVA est corrélée à une très forte porosité ($0,80 \text{ m}^3/\text{m}^3$ en moyenne). La MVA mesurée en moyenne par Lataf et al. (2022) est encore plus faible, $0,2 \pm 0,13 \text{ g/cm}^3$, mais se caractérise par beaucoup plus de variabilité entre les différents types de biochars étudiés.

La Capacité d'Echange Cationique (CEC) des biochars étudiés varie de 8 à 65 cmol+/kg MS, avec une moyenne de 29,8 cmol+/kg MS (Lataf et al., 2022). Dans un sol, une CEC supérieure à 25 cmol+/kg MS est considérée comme élevée (Damas et Coulon, 2016 ; Wiki Aurea, 2023)

TABLEAU 2 : RESUME STATISTIQUE DE CERTAINES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES MESUREES SUR 43 BIOCHARS (3 REPETITIONS PAR BIOCHAR) (D'APRES LANGE ET AL., 2018)

Type de biochar		n	Cendres	C total	C graphitique	C organique	N total	O/C	pH H ₂ O	P total	CE	MVA	Porosité
			% m:m	% m:m	% m:m	% m:m	% m:m	-	-	mg/kg	dS/m	g/cm ³	m ³ /m ³
Bois durs	Moyenne	9	9,06	71,46	53,39	5,93	0,54	0,16	7,96	1453,44	0,74	0,33	0,79
	Ecart-type		4,10	7,84	16,01	0,69	0,14	0,10	0,62	1606,58	0,65	0,08	0,05
	Min-max		3,4-14,2	58,5-81,9	24,9-71,7	4,78-7,03	0,3-0,8	0,09-0,4	6,9-8,9	291-5531	0,35-2,41	0,23-0,46	0,71-0,86
Bois résineux	Moyenne	18	6,81	66,18	39,49	5,37	0,47	0,25	6,84	566,67	0,46	0,24	0,84
	Ecart-type		5,34	10,56	16,23	0,96	0,39	0,15	1,14	862,25	0,42	0,08	0,06
	Min-max		1,2-19,3	44,5-81,7	10,7-76,2	2,94-6,43	0-1,3	0,07-0,73	5,5-9,8	39-3722	0,1-1,46	0,14-0,42	0,72-0,91
Bois mous non résineux	Moyenne	8	9,26	71,60	46,47	5,94	0,95	0,17	8,28	1110,00	0,76	0,38	0,75
	Ecart-type		3,29	2,52	19,35	0,36	0,24	0,02	1,08	462,78	0,73	0,09	0,07
	Min-max		2-12,2	67,6-75,1	23,7-67,5	5,29-6,41	0,4-1,2	0,13-0,19	6,6-9,6	459-1699	0,26-2,25	0,31-0,57	0,58-0,81
Biomasse non ligneuse	Moyenne	6	18,03	59,93	26,47	4,98	2,60	0,23	8,62	5197,83	2,08	0,27	0,82
	Ecart-type		9,08	6,27	12,05	0,58	1,88	0,05	1,06	4293,27	2,16	0,13	0,07
	Min-max		5,3-28,6	54,7-71,4	10,1-43,2	4,34-5,94	0,9-5,7	0,16-0,3	7,6-9,9	1103-10544	0,25-5,25	0,13-0,42	0,74-0,9
Fumiers	Moyenne	2	26,45	52,30	31,85	4,25	3,60	0,29	9,85	33852,50	4,11	0,49	0,71
	Ecart-type		6,72	0,71	11,81	0,17	1,27	0,01	0,21	15636,25	3,22	0,23	0,12
	Min-max		21,7-31,2	51,8-52,8	23,5-40,2	4,13-4,37	2,7-4,5	0,28-0,3	9,7-10	22796-44909	1,83-6,39	0,33-0,65	0,62-0,79
Tous les biochars	Moyenne	43	10,47	66,77	41,29	5,47	1,02	0,22	7,70	3047,74	0,97	0,30	0,80
	Ecart-type		7,43	9,41	17,54	0,86	1,18	0,12	1,29	7654,38	1,35	0,11	0,07
	Min-max		1,2-31,2	44,5-81,9	10,1-76,2	2,94-7,03	0-5,7	0,07-0,73	5,5-10	39-44909	0,1-6,39	0,13-0,65	0,58-0,91

TABLEAU 3 : RESUME STATISTIQUE DE CERTAINES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES MESUREES SUR 24 BIOCHARS (3 REPETITIONS PAR BIOCHAR) (D'APRES LATAF ET AL., 2022). EC : ELECTRIC CONDUCTIVITY; AE : BIOCHAR STABILITY; ABC : ACID BUFFERING CAPACITY; WHC : WATER HOLDING CAPACITY; BD : BULK DENSITY; O/C : RATIO OXYGENE SUR CARBONE; H/C : RATION HYDROGENE SUR CARBONE.

Type de biochar selon la matière première pyrolysée		n	EC	AE	pH	ABC	CEC	WHC	BD	O/C	H/C
			mS/cm	% m:m MS	-	mmol H ⁺ /L	cmol ₊ /kg MS	% m:m MS	g/cm ³	-	-
Substrat à base de tourbe	Moyenne	3	3,9	83,7	9,7	226,3	24,3	418,7	0,131	0,097	0,446
	Ecart-type		1,1	18,8	1,1	263,4	25,7	298,5	0,023	0,096	0,243
	Min-Max		3-5,19	67-104	8,89-10,98	60-530	8-54	118-715	0,104-0,145	0,01-0,2	0,217-0,7
Résidus de bois	Moyenne	9	2,8	83,7	9,3	181,2	25,4	225,6	0,200	0,085	0,404
	Ecart-type		2,6	26,3	1,2	191,4	16,3	138,0	0,099	0,052	0,157
	Min-Max		0,35-7,1	38-111	7,7-10,83	10-626	13-65	55-435	0,112-0,353	0,02-0,14	0,21-0,66
Marc de café	Moyenne	3	4,6	92,0	9,0	70,3	24,0	473,3	0,122	0,080	0,480
	Ecart-type		3,3	10,4	1,6	42,3	7,8	145,6	0,024	0,040	0,255
	Min-Max		1,08-7,6	80-98	7,26-10,5	31-115	15-29	358-637	0,105-0,149	0,04-0,12	0,3-0,772
Résidus agricoles (végétaux ou animaux)	Moyenne	9	7,6	88,1	10,3	494,9	37,9	335,8	0,240	0,076	0,440
	Ecart-type		4,5	22,6	1,5	579,3	12,9	320,8	0,181	0,061	0,198
	Min-Max		1,34-13,6	47-111	7,8-12,5	1-1643	15-59	52-924	0,046-0,48	0-0,2	0,2-0,77
Tous les biochars	Moyenne	24	4,9	86,4	9,7	290,6	29,8	322,0	0,196	0,082	0,432
	Ecart-type		3,9	21,6	1,4	404,4	15,9	244,8	0,130	0,058	0,184
	Min-Max		0,35-13,6	38-111	7,26-12,5	1-1643	8-65	52-924	0,046-0,48	0-0,2	0,2-0,772

3.4. Modifications des propriétés agronomiques des sols amendés

En fonction des propriétés des biochars et des sols dans lesquels ils sont introduits, les propriétés physico-chimiques des sols peuvent significativement être modifiées. Sur la base des propriétés agronomiques des biochars identifiées dans la partie 3.3 (d'après Lange et al., 2018 et Lataf et al., 2022, Bekchanova et al., 2024), l'utilisation de biochar comme amendement de sol peut :

- Augmenter la teneur en C total du sol : une partie seulement de ce C apporté est sous forme organique (~ 5,47 %) et peut donc servir de source de C aux microorganismes du sol. La grande majorité du C est sous forme graphitique (~ 41,29 %). Cette forme de C est peu commune dans les sols (sauf en cas de présence de charbon, issu par exemple d'incendie de végétation). Le rapport O/C moyen des biochars ($0,22 \pm 0,06$) est relativement bas ($< 0,4$), ce qui suggère une structure aromatique poly-condensée résistante à la dégradation microbienne et donc conférant un long temps de résidence du biochar dans le sol (Spokas et al., 2012). Ces propriétés rendent le biochar particulièrement intéressant pour stocker du C à long terme dans les sols mais *a priori* peu intéressant pour favoriser l'activité biologique des sols puisqu'une grande partie du C apporté ne peut pas être utilisé facilement comme source d'énergie par le cortège microbien du sol.
- Apporter des nutriments, comme l'N ou le P : du fait de la grande variabilité des teneurs en nutriments contenus dans les biochars, les effets sur le sol peuvent être contrastés. Dans certains cas, le biochar peut contenir des teneurs importantes de N et de P, similaires voire supérieures à certains amendements organiques couramment utilisés en agriculture (compost, boue d'épuration, fumier, lisier). Toutefois, la phyto-disponibilité de ces éléments n'est pas considérée et pourrait être inférieure à celle des éléments présents dans des amendements organiques non pyrolysés. De plus, certains biochars sont relativement pauvres en nutriments et ne présentent pas d'intérêt fertilisant.
- Corriger le pH des sols acides : le pH eau globalement neutre à alcalin, voire très alcalin des biochars suggère une capacité plus ou moins importante d'alcalinisation des sols amendés. Cette capacité dépend toutefois du pouvoir tampon de ces matériaux qui est très variable en fonction du type de biochar.
- Augmenter la porosité des sols amendés : la faible masse volumique apparente des biochars associée à leur forte porosité suggèrent qu'un amendement en biochar permettrait de faciliter l'enracinement des plantes et la circulation des fluides du sols (solution aqueuse du sol et gaz), tout en améliorant le comportement hydrodynamique des sols amendés (augmentation de la perméabilité et de la capacité de rétention en eau).
- Améliorer le CEC : La CEC élevée de certains biochars peut augmenter la CEC d'un sol ayant une CEC faible.

Spokas et al. (2012) et Vijay et al. (2021) ont réalisé deux synthèses bibliographiques et confirment, qu'au moins dans une part des essais étudiés, l'apport de biochar a amélioré significativement certaines propriétés physico-chimiques des sols et a augmenté leurs fertilités, par :

- une modification du pH qui se traduit généralement par une augmentation du pH ;

- une augmentation de la CEC induisant une augmentation de la rétention des nutriments, une meilleure bio-disponibilité des nutriments, ainsi qu'une diminution des pertes de nutriments par lixiviation ;
- une modification de la distribution de la taille des pores et de la structuration qui favorisent l'augmentation de la capacité de rétention en eau ;
- une diminution de la densité apparente ;
- une augmentation de la teneur en carbone organique.

Il a également été rapporté que l'apport de biochar peut augmenter l'activité microbologique du sol (Atkinson et al., 2010; Omondi et al., 2016; Godlewska et al., 2021) (cf. partie 4.4).

Bien que les origines des effets négatifs de l'apport de biochar sur les rendements agricoles constatés dans certaines études ne soient pas clairement identifiées (Spokas et al., 2012 ; Vijay et al., 2021), cinq hypothèses agronomiques peuvent être avancées pour les expliquer : une augmentation de la conductivité électrique (CE), une faim d'azote, une réduction de la disponibilité des nutriments, une diminution de l'humidité des sols et/ou un pH non optimal.

- Conductivité électrique excessive : Durand (1983) a montré qu'une conductivité électrique supérieure à 2 dS/m engendre une baisse significative des rendements de la plupart des espèces cultivées. Or, certains biochars présentent des CE très élevées, susceptibles d'affecter les rendements.
- Carence induite en N : Une faim d'azote, à savoir, une carence temporaire en N disponible pour les plantes induites par une compétition entre les microorganismes et les plantes pour les ressources azotées, pourrait être provoquée par l'apport de biochar. La faim d'azote intervient généralement quelques mois (1 à 6 mois) après un apport de MO fraîche dans un sol, lorsque tout l'azote disponible (formes minérales) a été consommé par les microorganismes, conduisant à une carence pour les plantes. Il a été montré que l'apport de biochar stimule la minéralisation du C organique initialement présent dans le sol (priming effect) (Wardle et al., 2008 ; Awad et al., 2013 ; Ahmad et al., 2014 ; Lehmann et al., 2021) qui pourrait alors engendrer une faim d'azote et donc réduire les rendements des sols amendés.
- Rétention des nutriments : La CEC généralement élevée des biochars, cumulée au fait que cette CEC n'est pas saturée, pourrait provoquer une forte adsorption des ions nutritifs (e.g. NO_3^- , Ca^{2+}) présents dans la solution du sol et ainsi induire des carences nutritives pour les plantes (Godlewska et al., 2021 ; Vijay et al., 2021).
- Diminution de l'humidité des sols : Malgré une forte porosité qui permet théoriquement d'augmenter la réserve en eau des sols amendés et donc leur humidité, l'amendement de certains biochars a provoqué une réduction significative de l'humidité des sols (Glaser et al., 2002) et donc de la réserve en eau utile pour les plantes, rendant les cultures plus sensibles au stress hydrique. Les auteurs de ce constat avancent l'hypothèse que l'hydrophobicité des biochars serait en cause. Yi et al. (2015) précisent que les biochars produits à des températures < 450 °C sont plus susceptibles de présenter une forte hydrophobicité.
- Modification du pH : Les pH généralement basiques et parfois extrêmes des biochars (jusqu'à 12,5 (Lataf et al., 2022)) peuvent modifier le pH du sol amendé et conduire à des pH non-optimaux pour une culture donnée. Cette augmentation du pH peut alors diminuer la fertilité du sol, occasionnant des perturbations de l'absorption de certains nutriments, de l'équilibre biologique ou encore des propriétés physiques du sol.

3.5. Conclusion partielle : aspects agronomiques

Du point de vue agronomique, l'amendement en biochar dans un sol peut avoir des effets positifs sur les propriétés des sols amendés et sur les rendements agricoles, mais aussi négatifs pouvant aller jusqu'à une diminution significative de certains rendements agricoles. En l'état actuel des connaissances et vu la variabilité importante des résultats obtenus dans les différentes études consultées, il est difficile de conclure *a priori* si un biochar aura un effet positif, pas d'effet ou un effet négatif sur les propriétés agronomiques d'un sol donné. Ces résultats bibliographiques suggèrent donc qu'une approche au cas par cas est à privilégier pour estimer l'effet d'un biochar sur un sol.

Pour cela, il est indispensable de prendre en compte trois éléments :

- Les propriétés du sol à amender ;
- Les propriétés du biochar utilisé ;
- La quantité de biochar apportée (taux d'application).

Une tendance intéressante qui se dessine dans certaines études, suggère que le biochar aurait un effet positif sur les sols pauvres, dégradés, acides ou sableux (Bekchanova et al., 2024), alors qu'il réduirait la fertilité des sols ayant déjà de bonnes propriétés agronomiques. Cela laisse penser que l'utilisation de biochar pour la construction de sol urbain support de végétation à partir de déchets ou de sous-produits minéraux (économie circulaire) ayant des propriétés agronomiques non optimales, pourrait s'avérer particulièrement intéressante.

Bien que celui-ci ne soit pas quantifiable, il est à noter qu'un biais de confirmation est susceptible d'influencer les résultats des études agronomiques considérées dans les revues bibliographiques. En effet, il est envisageable de penser qu'une partie des recherches ne montrant pas d'effet significatif de l'apport de biochar dans les sols ne soit pas publiée et donc pris en compte dans les revues de bibliographie par manque d'intérêt des auteurs. Si ce biais est réel, les effets positifs ou négatifs de l'apport de biochar pourraient être surévalués dans les résultats disponibles.

4. Impacts environnementaux

4.1. Utilisation de biochar pour la gestion de pollutions

Les biochars sont utilisés au moins depuis les années 2000-2010 pour réduire la mobilité et la phytotoxicité de polluants présents dans certains sols pollués, comme substitut au charbon actif (Ahmad et al., 2014 ; Houben et al., 2013 ; Lu et al., 2017 ; Lebrun et al., 2018 ; Lebrun et al., 2020 ; Godlewska et al., 2021). Cette pratique peut stabiliser une pollution métallique, mais aussi une pollution organique, en fonction des propriétés du sol pollué, de celles des substances à traiter et de celles du biochar utilisé (Ahmad et al., 2014). Les biochars ont par exemple la capacité d'adsorber des molécules organiques telles que celles utilisées comme pesticides (Loganathan et al. 2009, Nag et al. 2011, Liu et al. 2018).

Les biochars peuvent aider à diminuer les concentrations en polluants dans l'eau de la porosité des sols, et donc leur mobilité et leur biodisponibilité, par au moins deux mécanismes : en piégeant les substances grâce à leur grande surface spécifique et/ou en modifiant le pH du sol qui rend la substance moins mobile (Houben et al., 2013 ; Lu et al., 2017). Toutefois, l'application de biochar dans un sol pollué en vue de stabiliser sa pollution engendre des résultats variables en fonction du biochar, du taux d'application, du sol, et de la substance considérée. Par exemple, Alidou-Arzika et al. (2020) ont observé qu'un amendement en biochar permettait de significativement diminuer les concentrations en Pb et en As dans la solution du sol, alors que Beesley et al. (2010) ont enregistré une augmentation de la concentration en As dans la solution du sol après un amendement de biochar. L'évolution au cours du temps des propriétés du sol amendé et du biochar peut aussi conduire à une modification de la stabilisation des substances, un moment « piégées » par le biochar et donc conduire à une relargage de tout ou partie des substances jusque-là adsorbées.

En contexte agricole, du fait de ces capacités absorption, l'application de biochar peut réduire l'efficacité de certains pesticides, comme les herbicides, rendant le contrôle des adventices plus difficile et conduisant ultimement à un épandage plus important d'herbicides (Loganathan et al. 2009, Nag et al. 2011).

4.2. Principales propriétés environnementales des biochars

Les propriétés environnementales d'intérêt des biochars concernent trois aspects : leurs capacités d'adsorption et de désorption des substances considérées comme des polluants, les teneurs en polluants qu'ils contiennent et la mobilité des biochars.

La capacité d'adsorption importantes des biochars s'expliquent par plusieurs de leurs propriétés : la porosité, la surface spécifique, les charges de surface, le pH, les groupes fonctionnels chimiques, la teneur en carbone et les structures aromatiques ainsi que la composition minéralogique (Liu et al., 2018). Plusieurs études concluent que la porosité et la surface spécifique augmentent avec la température de pyrolyse (Cantrell et al., 2012 ; Lui et al., 2018), même si d'autres expérimentations montrent une diminution des valeurs de ces propriétés avec l'augmentation des températures de pyrolyse (Jin et al., 2014). La porosité et la surface spécifique d'un biochar dépendent aussi largement de la matière première qui est pyrolysée (Liu et al., 2018). Le pH d'un biochar augmente généralement avec la température de pyrolyse, toutefois, celui-ci dépend aussi de la matière

première utilisée (Cantrell et al., 2012 ; Liu et al., 2018). Les groupes fonctionnels tels que les groupes carboxyles (-COOH), hydroxyles (-OH), amides, amines et lactones jouent un rôle majeur dans les phénomènes d'adsorption des composés organiques et métalliques (Li et al., 2018). L'abondance de groupes fonctionnels d'un biochar peut s'appréhender par la mesure des ratios O/C et H/C. Des ratios bas indiquent une abondance faible de ces groupes. Lui et al. (2018) montrent que ces ratios ont tendance à diminuer lorsque la température de pyrolyse augmente, suggérant que plus la température de pyrolyse est importante plus l'abondance des groupes fonctionnels diminue. D'après ces éléments, il apparaît donc que la capacité d'adsorption des biochars soient directement liée à la nature de la matière première pyrolysée ainsi qu'à la température de pyrolyse. Même si certains auteurs, comme Niaz et al. (2023) montrent que des biochars produits à haute température (800°C) ont des capacités d'adsorption des pesticides plus importantes ainsi que des coefficients de désorption plus faibles que des biochars produits à des température plus basses. En l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de prévoir *a priori* les propriétés d'adsorption d'un biochar.

Les biochars peuvent aussi contenir des substances chimiques organiques ou inorganiques toxiques pour les organismes du sol et pour les plantes. Ces substances peuvent avoir deux origines distinctes :

- la pyrolyse elle-même, qui, sous certaines conditions thermo-chimiques peut engendrer la formation de polluants organiques ;
- la biomasse utilisée, qui peut contenir des substances toxiques qui ne sont pas détruites lors de la pyrolyse (polluants métalliques).

Une partie de ces polluants est fortement liée au biochar et n'est donc pas bio-accessible pour les organismes du sol. Seule la fraction bio-accessible des polluants présente un risque, au moins à court terme, pour ces organismes. Ceci rend difficile l'évaluation du risque que représente ces polluants, d'autant plus que la fraction bio-accessible évolue en fonction des conditions physico-chimiques du sol et au cours du temps (Godlewska et al., 2021).

Les polluants couramment rencontrés dans les biochars sont :

- **Les Polychlorodibenzo-p-dioxins (PCDD), -furans (PCDF)** : Les PCDD-PCDF sont des molécules organiques qui peuvent se former lors du processus de pyrolyse en présence de chlore, contenu dans la biomasse pyrolysée. Il existe un grand nombre de molécules différentes appartenant à cette famille dont la toxicité est variable. Pour comparer les concentrations en PCDD-PCDF, les résultats sont le plus souvent exprimés en ng/kg TEQ (Toxic Equivalent). Hale et al. (2012) ont mesuré des teneurs en PCDD-PCDF allant de 84 à 92 ng/kg, soit 0,005 à 1,2 ng/kg TEQ dans des biochars. Les concentrations observées dépendent de la biomasse pyrolysée et de la température du processus. La plus forte concentration a été observée pour des déchets alimentaires (biomasse contenant le plus de chlore parmi les huit biomasses testées) pyrolysés à 300°C. Lyu et al. (2016) ont mesuré des concentrations allant de 50 à 610 ng/kg dont la toxicité est comprise entre 1,7 et 9,6 ng/kg TEQ. Godlewska et al. (2021) concluent que les concentrations en PCDD-PCDF mesurées dans les biochars ainsi que leurs toxicités sont généralement faibles et donc que ces molécules ne représentent qu'un risque minime pour l'environnement lors de l'utilisation de biochar. Toutefois, il est possible que des contaminations significatives puissent résulter d'une utilisation répétée de biochar sur un même sol (accumulation au cours du temps).

- **Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) :** Ces polluants sont les plus fréquemment observés dans les biochars. Dans leur synthèse bibliographique, Godlewska et al. (2021) rapportent des concentrations en HAP (Sommes des 16 HAP US-EPA mesurées dans des biochars étudiés dans différentes publications) dans les biochars comprises entre 0,08 mg/kg et 172 mg/kg. Lataf et al. (2022) mesurent des concentrations semblables, allant de 2 mg/kg à 175 mg/kg de HAP dans les 24 biochars étudiés. Godlewska et al. (2021) précisent en parallèle, qu'aucune publication prouvant un lien formel entre HAP et toxicité du biochar n'a été trouvée. Cela suggère que même en présence de fortes concentrations en HAP totaux, la fraction bio-accessible de ces contaminants serait réduite et n'engendrait donc pas d'effet toxique mesurable pour les organismes du sol ou les plantes. Cet argument est renforcé par des mesures de concentrations en HAP bio-accessibles (méthode non standardisée) très faibles, comprises entre 0,17 ng/L (Hale et al., 2012) et 85 ng/L (Hilber et al, 2017a ; Zielinska et Oleszczuk, 2016), dont 90 % étaient composés de naphthalène. La durée et la température de la pyrolyse, ainsi que la vitesse de chauffe sont trois facteurs cruciaux à l'origine de la formation de HAP lors de la pyrolyse. Pour Godlewska et al., 2021, les températures de pyrolyse comprises entre 400 et 600°C semblent être les plus favorables à la formation de HAP. En revanche Lataf et al. (2022) mesurent les plus fortes teneurs en HAP sur des biochars produits à 750°C par rapport à leurs équivalents produits à plus basses température (450 et 600°C). Globalement, plus la température de pyrolyse est élevée, moins les HAP formés sont bio-accessibles (Hale et al., 2012). Des exceptions à ces « règles » ont cependant été observées (Hale et al., 2012). Visioli et al. (2016) montrent, par exemple, que du biochar obtenu par gazéification contient plus de HAP bio-accessibles (162 ng/L) que du biochar produit avec une pyrolyse à température moins élevée à partir de la même biomasse initiale. Godlewska et al. (2021) soulignent enfin que malgré la faible bioaccessibilité des HAP produits lors d'une pyrolyse, ces substances représentent un risque à long terme lorsqu'elles sont présentes à des concentrations élevées, car elles pourraient être relarguées dans le sol ou les eaux souterraines après que le biochar a vieilli et a été dégradé au cours du temps.

- **Les composés organiques volatiles (COV) :** des COV peuvent se former lors de la pyrolyse lorsque des molécules de grande masse molaire sont décomposées en plus petites molécules. Ces COV se déposent par re-condensation à la surface ou dans la porosité des biochars et peuvent avoir des effets toxiques pour les organismes avec lesquels ils rentrent en contact. Spokas et al. (2011) ont analysé des biochars produits à partir de 30 biomasses différentes et ont détecté plusieurs COV, dont certains étaient très souvent présents (Acétone, benzène, méthyl éthyle cétone, toluène, méthyl acétate et propanal). Buss et al. (2015) ont identifié 12 COV différents dans un biochar produit à 550°C, ayant des concentrations supérieures à 100 µg/g (minimum : 4-éthylphénol = 110 µg/g ; maximum : acide acétique = 730,3 µg/g). Ghidotti et al. (2017) montrent que plus la température de pyrolyse est élevée, moins les concentrations en COV sont élevées.

- **Les éléments traces métalliques (ETM) :** Les ETM ne se forment pas lors de la pyrolyse mais proviennent de la biomasse initiale où ils sont déjà présents à des concentrations variables. Due à la minéralisation partielle des matières organiques lors de la pyrolyse, les concentrations en ETM sont très souvent plus élevées dans les biochars que dans la biomasse initiale, sauf pour le Cd et le Hg qui sont volatiles à des températures relativement basses et dont une partie peut donc être « éliminée » dans les gaz (Godlewska et al., 2021). En général, le facteur de concentration des ETM de la biomasse vers le biochar est de 4 à 6.

Les concentrations en ETM de la biomasse utilisée influencent donc grandement celles du biochar, sans toutefois suivre une règle fixe. Sur la base de l'analyse de 43 biochars différents et de 24 autres biochars, Lange et al. (2018) et Lataf et al. (2022) montrent, respectivement, que les teneurs en ETM sont variables (Tableau 4 et 5). Par exemple, les biochars étudiés par Lange et al. (2018) ont une teneur en Cr moyenne de 25,5 mg/kg, avec un maximum à 812,8 mg/kg pour un biochar produit à partir de bois résineux. A l'inverse, certains biochars produits avec du bois dur, du bois résineux ou de la biomasse non ligneuse contenaient très peu de Cr (< LQ, non définie dans la publication). La biodisponibilité des ETM présents dans les biochars est également variable, allant de quelques pourcents de la fraction totale (de 1 à 10 % pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn) (Yang et al., 2018), à la majorité de la fraction totale dans certains cas (de 5 à 90 % de la fraction totale) (He et al., 2019), voire la totalité de la fraction totale de Cd (Luo et al., 2014), en passant par des valeurs intermédiaires (de 18 à 36 % de la fraction totale) (Visioli et al., 2016). Ces résultats variables s'expliquent par différents facteurs comme le type de biomasse, les caractéristiques de la pyrolyse, mais aussi par la diversité des méthodes d'extraction des fractions biodisponibles utilisées. La température de la pyrolyse influence la biodisponibilité des ETM (Godlewska et al., 2021). Certaines études suggèrent que moins la température de la pyrolyse est élevée, moins les ETM sont biodisponibles, mais d'autres résultats suggèrent l'inverse (Godlewska et al., 2021).

TABLEAU 4 : RESUME STATISTIQUE DES CONCENTRATIONS TOTALES EN 10 ETM MESUREES SUR 43 BIOCHARS (3 REPETITIONS PAR BIOCHAR) (D'APRES LANGE ET AL., 2018). UNE TENEUR DE 0,0 MG/KG CORRESPOND A UNE TENEUR INFERIEURE A LA LIMITE DE QUANTIFICATION (NON INDIQUEE).

Type de biochar		n	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Bois durs	Moyenne	9	0,0	1,7	0,6	2,1	16,7	0,0	3,7	1,7	1,8	150,7
	Ecart-type		0,0	2,3	1,2	1,9	8,5	0,0	3,3	2,6	5,3	133,0
	Min-max		0-0	0-5,3	0-3,5	0-5,2	6,1-32,5	0-0	0-9,3	0-7,1	0-15,9	18,0-348,7
Bois résineux	Moyenne	18	11,3	0,0	2,1	50,8	20,9	0,3	30,7	29,5	3,9	125,0
	Ecart-type		23,0	0,1	4,2	190,3	18,0	1,2	91,1	59,3	8,2	100,9
	Min-max		0-72,1	0-0,2	0-17,9	0-812,8	3,4-70,7	0-5	1,4-393,7	0-184,4	0-27,5	13,1-398,3
Bois mous non résineux	Moyenne	8	2,4	0,9	1,9	12,0	41,5	0,0	32,0	26,3	3,1	202,3
	Ecart-type		6,7	1,2	2,5	11,4	30,8	0,0	19,5	73,2	5,7	152,7
	Min-max		0-18,9	0-3,2	0-7,1	0,2-33	11,1-86,4	0-0	1,1-63,3	0-207,5	0-13,0	55,3-454,7
Biomasse non ligneuse	Moyenne	6	0,0	0,0	3,1	7,3	17,7	0,2	20,6	4,3	4,3	59,9
	Ecart-type		0,0	0,0	4,9	11,1	10,7	0,4	30,7	6,0	10,5	47,9
	Min-max		0-0	0-0	0-13	0-22,3	6-29,8	0-1	0-67,8	0-15,4	0-25,7	6,6-138,7
Fumiers	Moyenne	2	0,0	0,2	8,0	5,6	322,0	7,0	7,4	0,0	0,0	1487,9
	Ecart-type		0,0	0,2	11,2	5,9	330,4	5,7	10,4	0,0	0,0	1642,7
	Min-max		0-0	0-0,3	0-15,9	1,4-9,7	88,3-555,6	3-11	0-14,7	0-0	0-0	326,3-2649,4
Tous les biochars	Moyenne	43	5,2	0,5	2,2	25,2	37,4	0,5	22,8	18,2	3,2	199,0
	Ecart-type		15,8	1,3	4,1	123,2	83,9	1,9	60,6	49,9	7,3	400,8
	Min-max		0-72,1	0-5,3	0-17,9	0-812,8	3,4-555,6	0-11	0-393,7	0-207,5	0-27,5	6,6-2649,4

TABLEAU 5 : RESUME STATISTIQUE DES CONCENTRATIONS TOTALES EN 5 ETM MESUREES SUR 24 BIOCHARS (3 REPETITIONS PAR BIOCHAR) (D'APRES LATAF ET AL., 2022). LES VALEURS INFERIEURES AUX LIMITES DE QUANTIFICATION ONT ETE REMPLACEES PAR LES LIMITES DE QUANTIFICATION CORRESPONDANTES : CU : 10 MG/KG MS ; NI : 10 MG/KG MS ; CR : 2 MG/KG MS ; PB : 10 MG/KG MS.

Type de biochar selon la matière première pyrolysée		n	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb
			mg/kg MS				
Substrat à base de tourbe	Moyenne	3	77,5	92,3	11,0	15,1	10,0
	Ecart-type		24,2	21,9	1,7	8,2	0,0
	Min-Max		56,7-104	75,4-117	10-13	7,8-24	10-10
Résidus de bois	Moyenne	9	38,3	71,4	11,1	18,8	13,4
	Ecart-type		22,2	53,3	3,7	22,2	6,8
	Min-Max		10-64	16-161	8,5-21	2-69	10-26
Marc de café	Moyenne	3	71,6	51,7	10,0	4,5	10,0
	Ecart-type		14,5	15,0	0,0	2,2	0,0
	Min-Max		54,9-81	35-64	10-10	3-7	10-10
Résidus agricoles (végétaux ou animaux)	Moyenne	9	104,4	364,7	16,7	24,5	10,0
	Ecart-type		75,0	272,9	11,0	25,5	0,0
	Min-Max		10-185	13,3-625	10-40	7,8-73	10-10
Tous les biochars	Moyenne	24	72,1	181,5	13,1	18,7	11,3
	Ecart-type		55,3	219,2	7,5	21,1	4,4
	Min-Max		10-185	13,3-625	8,5-40	2-73	10-26

- **Les composés perfluorés (PFC)** : Les PFC sont composés de C et de F pouvant présenter un risque pour la santé et l'environnement et montrant une très grande stabilité, y compris thermique, grâce à leurs liaisons C-F très stables. Ces composés ne se forment pas pendant la pyrolyse, mais ne sont pas non plus détruit par celle-ci. Il est donc possible de retrouver des concentrations significatives de PFC dans des biochars, si la biomasse utilisée pour les produire en contenait. C'est le cas de certaines boues d'épuration qui sont de plus en plus souvent utilisées pour produire des biochars (Godlewska et al., 2021). Par exemple, Kim et al. (2015) ont mesuré dans des biochars produits à partir de boue de station d'épuration des concentrations de 10,6 à 11,5 ng/g d'acide perfluorooctanique (PFOA) et de 4,8 à 6,3 ng/g d'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS).
- **Les radicaux libres (RL)** : Les RL sont des composés chimiques qui possèdent un ou plusieurs électrons non appariés sur leur couche externe, leur conférant, entre autres, des propriétés toxiques pour les organismes vivants. Les conditions de pyrolyse peuvent conduire à la formation de radicaux libres lors du processus même de pyrolyse (Liao et al., 2014), via différents mécanismes physico-chimiques (Ruan et al., 2019 ; Odinga et al., 2020). Zhang et al. (2019) montrent des effets significatifs néfastes de biochar contenant une grande quantité de RL sur les plantes (Inhibition de germination, retard de développement racinaire et aérien, dommage des membranes plasmiques à l'échelle cellulaire).

Enfin, une fois épandus sur le sol, les biochars peuvent être mobiles verticalement et horizontalement et ainsi « contaminer » des zones initialement non visées par l'amendement (horizons profonds, sous-sol, parcelles voisines, partie avale du bassin versant). Cette mobilité est mise en évidence par Obia et al. (2016) ainsi que Dong et al. (2017) qui constatent une perte de masse de biochar épandu, respectivement, de 45 à 66 % un an après l'épandage et de l'ordre de 40 % cinq ans après l'épandage. Les auteurs avancent trois mécanismes pouvant être à l'origine de cette perte rapide de masse : la minéralisation, la dissolution et la mobilité. Toutefois, les auteurs précisent qu'au vue des propriétés physico-chimiques des biochars, la minéralisation et la

dissolution ne peuvent conduire qu'à une faible perte de masse dans les pas de temps étudiés. En effet, Maestrini et al. (2014) rapportent par exemple, que seul 0,5 % de la masse de biochar est minéralisée par l'activité biologique au bout d'un an, et Major et al. (2010) confirment cette observation en mesurant une perte de masse induite par la minéralisation de 2,2 % en deux ans. Ces auteurs estiment aussi que la perte de masse par dissolution est de l'ordre de 1 % en deux ans (Major et al., 2010). Plusieurs études suggèrent que le mécanisme principal à l'origine de la perte de masse de biochar amendé est la mobilité (Major et al., 2010 ; Obia et al., 2016 ; Dong et al., 2017). Cette mobilité résulte de déplacements verticaux et horizontaux des particules de biochars. Major et al. (2010) estiment que 20 à 53 % des biochars épandus sont transférés horizontalement via le ruissellement, notamment à cause de leurs faibles masses volumiques apparentes.

4.3. Modifications des propriétés environnementales des sols amendés

L'apport de biochar dans un sol peut conduire à une augmentation de sa teneur en polluants. Toutefois, au vu de la surface spécifique et de la porosité importantes des biochars, certains auteurs ont avancé l'hypothèse que l'apport de biochar dans un sol pourrait limiter la mobilité des polluants présents dans le sol. Ce principe est exploité pour la gestion de certains sols pollués où le biochar joue un rôle de stabilisation de la pollution dans le but de réduire le risque pour la santé humaine, les écosystèmes et/ou la qualité des eaux (Vithanage et al., 2017) (cf partie 4.1).

Plusieurs études ont prouvé que l'apport de biochar dans un sol peut être à l'origine d'une augmentation de la teneur en HAP du sol (la Rosa et al., 2016 ; Maienza et al., 2017). Cet enrichissement en HAP dépend des teneurs initiales en HAP du sol amendé et du biochar, qui dépendent elles-mêmes des conditions de sa production et de la qualité de la biomasse pyrolysée. Après un certain temps dans le sol, il semble que les teneurs en HAP puissent diminuer significativement dans certains cas (Kusmierz et al., 2016 ; Maienza et al., 2017). Kusmierz et al. (2016) et Rombola et al. (2019) ont montré qu'après une période de 18 mois et 5 ans, respectivement, les teneurs en HAP du sol amendé étaient à nouveau équivalentes à celles du sol témoin non amendé. Le processus induisant cette diminution n'a cependant pas été identifié, même si les auteurs supposent qu'au moins l'un des processus parmi la lixiviation, la biodégradation, la photo-dégradation, la bioaccumulation et/ou la volatilisation est impliqué.

Bien que la bioaccessibilité des HAP dans les sols amendés en biochar soit un élément important pour juger du risque de l'utilisation de biochars en tant qu'amendement de sol, la littérature sur le sujet est très limitée et la seule étude de synthèse trouvée qui traite de ce sujet ne permet pas de conclure clairement (Godlewska et al., 2021).

L'utilisation de biochar pour stabiliser une pollution d'un sol vise très souvent à réduire la mobilité d'ETM (Vithanage et al., 2017 ; Godlewska et al., 2021) ou de composés organiques comme des pesticides (Loganathan et al., 2009 ; Lui et al., 2017). Il est donc reconnu que l'apport de biochar peut être efficace pour réduire la mobilité des polluants, même si l'apport de biochar peut engendrer une augmentation de la teneur totale en polluants du sol, en fonction des teneurs initiales du sol et de celles du biochar. Godlewska et al. (2021) soulignent que l'apport de biochar peut augmenter ou diminuer la biodisponibilité des ETM du sol amendé, en fonction des ETM considérés et des situations, sans que les facteurs responsables de ces variations soient clairement identifiés

(modification du pH, modification de la CEC, modification du fonctionnement biologique et hydrique du sol...).

L'apport de biochar peut également influencer le pH et la conductivité électrique du sol amendé jusqu'à des niveaux présentant des effets toxiques pour les organismes du sol et les écosystèmes auxquels ils appartiennent.

En séquestrant des polluants, les biochars peuvent donc, au moins dans certaines conditions et pour certains polluants, réduire le risque que représente ces polluants pour la biodiversité des sols et la qualité des eaux de lixiviation pouvant atteindre les nappes souterraines et/ou les eaux de surface. Toutefois, les biochars dans un sol sont sujets à une modification de leurs propriétés au cours du temps, dénommé vieillissement (« aging ») qui est engendré par différents processus d'altération (Kong et al., 2014). Ce vieillissement entraîne une diminution progressive de la capacité d'adsorption des polluants métalliques et organiques (Liu et al. 2018). Les effets de ce vieillissement peuvent être rapidement observables. En effet, Khorram et al. (2017) observent une diminution de la capacité d'adsorption du fomesafen (herbicide) dès 6 mois après l'amendement en biochar. Toutefois, pour d'autres biochars et/ou substances, les effets du vieillissement peuvent intervenir beaucoup plus tard, comme le suggèrent les observations de Jones et al. (2011) qui ne mesurent pas de différences significatives de l'adsorption de simazine (herbicide) après 2 ans de vieillissement. Même si les effets du vieillissement n'interviennent qu'après un temps long, il semble évident qu'ils se manifesteront inévitablement au bout d'un certain temps.

Plusieurs études s'intéressant à l'adsorption de pesticides sur des biochars démontrent que la capacité d'adsorption diminue au cours du temps (Zhang et al., 2016 ; Khorram et al., 2017). Zhang et al. (2016) expliquent ces observations par une diminution de la surface spécifique des biochars, mais d'autres mécanismes pourraient entrer en jeu, comme la (bio)dégradation du biochar ou encore les interactions avec les composants du sol. La diminution de la capacité d'adsorption des polluants séquestrés par le biochar dans un sol entraîne inévitablement un relargage de ces polluants dans le sol et sa solution. Cette libération peut être à l'origine d'impacts sur les organismes en contact avec le sol et sur les masses d'eau souterraines et de surface (Liu et al. 2018). Ren et al. (2018) font le lien direct entre vieillissement du biochar et la libération d'atrazine (herbicide) dans les sols. Il est à noter que l'adsorption des pesticides sur les biochars les protègent de la dégradation microbienne durant la phase pendant laquelle ils sont adsorbés, ce qui suggère que les pesticides libérés possèdent leurs propriétés toxiques intactes jusqu'à leur libération (Liu et al. 2018).

4.4. Modifications des propriétés biologiques des sols amendés

Les propriétés biologiques d'un sol peuvent être étudiées et mesurées par une multitude de paramètres et d'indicateurs, comme la biomasse microbienne, l'activité de différentes enzymes, l'abondance de différents groupes fonctionnels ou de taxons, la respiration ou encore le taux de minéralisation. Spokas et al. (2012) et Vijay et al. (2021) soulignent que l'apport de biochar dans un sol modifie souvent ses propriétés biologiques, sans toutefois que cela soit systématique. La modification des propriétés biologiques est variable et dépend du type de sol, de la qualité du biochar utilisé et du taux d'application en biochar. Ainsi, certaines études montrent un effet jugé positif de l'amendement en biochar sur certaines propriétés biologiques des sols, comme par exemple, une augmentation de l'abondance des archées oxydant l'ammoniac ou encore des gènes

nirS, nirK et nosZ, impliqués dans la dénitrification (Xiao et al., 2019). D'autres études montrent un effet négatif du biochar sur certaines propriétés biologiques, comme une diminution significative de l'abondance des mycorhizes arbusculaires (Warnock et al., 2010) ou une diminution de l'activité microbiologique (Odinga et al., 2020). Jenkins et al. (2017) constatent qu'un même biochar, apporté dans des conditions similaires, a des effets divergents sur l'abondance de différents taxons de bactéries selon le site étudié et donc le type de sol. L'impact du biochar sur les microorganismes dépend de nombreux facteurs et n'a pas les mêmes effets sur les différents taxons voire sur les différentes souches de microorganismes du sol. Kavitha et al. (2018) observent que dans un cas, l'apport de biochar a engendré une augmentation de la diversité des bactéries du sol amendé, sans avoir d'impact sur la diversité des champignons du sol, et que dans un autre cas, l'apport de biochar a provoqué une augmentation significative de la biomasse des bactéries et des champignons du sol. Han et al. (2016) constatent quant à eux un impact négatif du biochar sur les colonies de champignons mycorhiziens d'un sol amendé.

Les modifications des propriétés biologiques d'un sol induites par l'apport de biochar peuvent s'expliquer par de nombreux processus, comme une modification du pH, une modification de la salinité de la solution du sol, une modification des ressources trophiques disponibles (matières carbonées et nutriments, priming effect), une modification physique des habitats (structure, agrégation, porosité), une modification du comportement hydrodynamique du sol, une modification de l'état des plantes qui influence la quantité et/ou la qualité de leurs exsudats racinaires, et la libération dans le sol de molécules écotoxiques (Eléments Traces Métalliques (ETM), HAP, divers composés organiques...) (Spokas et al., 2012 ; Vijay et al., 2021). Spokas et al. (2010) et Warnock et al. (2010) suggèrent que la diminution de l'abondance des mycorhizes arbusculaires induite par un apport de biochar serait due à une libération d'éthylène ou de composés organiques pyrolytiques, comme des phénols et des polyphénols.

4.5. Effets écotoxiques de l'apport de biochar dans un sol

Dans le but de quantifier et de comparer des effets écotoxiques d'une substance dans un milieu aussi complexe que le sol, l'OECD (1984) a établi un sol artificiel. Ce sol est composé de 70 % de sable de quartz, de 20 % de kaolin et de 10 % de tourbe de sphaigne. Bien que ce sol artificiel ne soit pas représentatif des propriétés des sols existants et de leurs variabilités, il présente l'avantage d'être standardisé et d'être un modèle simplifié facilitant l'interprétation des résultats des tests écotoxicologiques. Lorsqu'il est fait mention de sol dans cette partie, il s'agit du sol artificiel OECD, sauf mention contraire.

Dans leur revue bibliographique, Godlewska et al. (2021) discutent le fait que l'apport de biochar dans un sol peut avoir de effets positifs sur le fonctionnement biologique du sol (p.ex. stimulation de la reproduction de microorganismes (Palansooriya et al., 2019)), mais aussi des effets négatifs, notamment dus à des effets toxiques, mis en évidence par des mesures d'écotoxicité réalisées directement sur la phase solide du sol amendé ou sur une phase liquide, pouvant être la solution du sol amendé ou un extrait de biochar pur. Quelques études évaluent l'écotoxicité du biochar en mesurant son effet sur la bioluminescence de la bactérie *Vibrio fischeri*. Les résultats obtenus sont contrastés et dépendent notamment des propriétés des biochars testés. Gondek et al. (2016) ne mettent en évidence aucun effet écotoxique du biochar sur *Vibrio fischeri*, alors que Oleszczuk et al. (2013), Stefaniuk et al. (2016) et Lyu et al. (2016) observent, quant à eux, un effet écotoxique des biochars testés sur le même microorganisme. Le niveau de toxicité du biochar estimé par la

concentration efficace médiane (CE_{50}) est très variable en fonction des biochars testés, allant de 0,39 g de biochar/L à 6,00 g/L (Lyu et al., 2016). Le biochar testé le plus écotoxique est un biochar produit à partir de déchets de bois pyrolysés à 300°C (Lyu et al., 2016). Ces-derniers montrent aussi que la toxicité des biochars diminue avec l'augmentation des températures de pyrolyse. D'autres études mettent également en évidence des effets écotoxiques du biochar sur certains microorganismes en utilisant d'autres méthodes (Godlewska et al., 2021). Des effets écotoxiques de quatre biochars différents sur des algues et des protozoaires aquatiques sont aussi constatés par Oleszczuk et al. (2013).

Des études montrent que la présence de biochar dans un sol peut inhiber la germination d'espèces comme *Lepidium sativum* (Godlewska et al., 2021). Oleszczuk et al. (2013) observent que la biomasse utilisée pour produire le biochar ainsi que le taux d'application de biochar dans le sol sont deux facteurs qui contrôlent cet effet. Par exemple, un taux d'application de 1 % et de 5 % de biochar de coquille de noix de coco n'engendre pas d'effet phytotoxique et, au contraire, stimule la croissance des racines de *Lepidium sativum*, alors que 10 % de biochar induit un effet phytotoxique. Alors qu'un biochar obtenu à partir de *Miscanthus* induit un effet phytotoxique dès 5 % d'apport. Stefaniuk et al. (2016) observant le même phénomène, à savoir qu'un apport faible en biochar (0,5 %) stimule la croissance végétale, alors qu'un apport plus important (5 %) l'inhibe. Les causes de ces effets sont mal connues et difficiles à identifier formellement. Les auteurs avancent tout de même trois raisons probables : les teneurs en polluants (HAP, COV et ETM), la salinité élevée et le pH élevé.

Il est communément admis que les taux d'application couramment utilisés (< 1%) ne présentent pas de phytotoxicité (Lehmann and Stephen, 2009 in Godlewska et al., 2021). Cependant des effets phytotoxiques ont été mis en évidence à des teneurs plus faibles (entre 0,06 et 0,36 % m:m) (Liao et al., 2014), mais aussi à partir de teneurs beaucoup plus élevées (de 10 % à >50 % m:m) (Visioli et al., 2016).

Les effets du biochar sur certains arthropodes sont étudiés, notamment à l'aide de tests d'écotoxicité évaluant l'impact du biochar sur la survie, l'évitement et la reproduction du collembole *Folsomia candida* (Godlewska et al., 2021). Parmi quatre biochars étudiés, seul un montre un effet sur la survie du collembole, à des doses supérieures à 10 % m:m, mais les quatre montrent un effet négatif sur la reproduction et sur l'évitement. Les CE_{50} (reproduction) sont comprises entre 2,0 et 19,0 % m:m, et les EC_{10} (évitement) sont comprises entre 3,8 et 8,1 % m:m de biochar (Conti et al., 2018). Ces résultats montrent que de très faibles teneurs en biochar (0,2 % m:m) peuvent déjà avoir un effet significatif sur certaines propriétés biologiques des sols. D'après les auteurs, les raisons de ces effets sont le pH, pour la survie, l'évitement et la reproduction, et les teneurs en ETM et en HAP, pour la reproduction. D'autres études mettent également en évidence divers effets toxiques d'extrait aqueux de biochar sur *Folsomia candida* et sur *Drosophila melanogaster*, pouvant aller jusqu'à 100 % de mortalité. Le pH élevé et la présence de substances toxiques, comme des COV, des HAP et des dioxines semblent en être les causes (Godlewska et al., 2021).

Enfin, les effets du biochar sur les vers de terre (*Eisenia foetida*) sont étudiés dans quelques études qui montrent que l'apport de biochar peut affecter ces organismes, en modifiant au moins trois propriétés du sol : le pH, la disponibilité en eau, les concentrations en polluants (Godlewska et al., 2021). Un apport de 10 et de 20 % m:m de biochar induit un effet significatif d'évitement des vers de terre (Li et al., 2011), ainsi qu'une perte de leur masse corporelle (Li et al., 2011 ; Zhang et al., 2019b), alors qu'avec un apport de 1 % m:m, aucun évitement n'est mesuré (Li et al., 2011) et la masse corporelle des vers est maintenue (Li et al., 2011) et même supérieure à celle du témoin (Zhang et

al., 2019b). Les auteurs prouvent que ces effets négatifs sont, au moins en partie, provoqués par la réduction de la disponibilité en eau des sols amendés en biochar.

L'évaluation de l'impact de l'apport de biochar dans de vrais sols sur les microorganismes du sol à l'aide de tests écotoxicologiques est relativement peu étudiée, car les résultats sont très variables, difficiles à expliquer et à comparer entre études (Godlewska et al., 2021). Par exemple, il est courant que ces tests mesurent un effet écotoxique plus importants du sol seul que du sol amendé en biochar (Hale et al., 2013 ; Mierzwa-Hersztek et al., 2016). Ceci peut s'expliquer par un effet positif du biochar qui limite la disponibilité de certaines substances agressives naturellement présentes dans le sol, mais aussi par le fait que les microorganismes utilisés dans ces tests ne sont pas adaptés au milieu pédologique (p.ex. *Vibrio fischeri* est une bactérie marine, *a priori* non adaptée à des conditions pédologiques). L'impact de l'apport de biochar dans de vrais sols sur les plantes, évalué à l'aide de tests écotoxicologiques mesurant le taux de germination, l'élongation des racines et des tiges ou la biomasse produite, est souvent étudié dans le cadre d'essais agronomiques. Toutefois, les résultats sont contradictoires et semblent dépendre de différents facteurs comme le type de sol amendé, le type de biochar, le taux d'application et le végétal considéré (Godlewska et al., 2021).

4.6. Conclusion partielle : impacts environnementaux

Du point de vue environnemental, l'apport de biochar présente le risque de polluer le sol amendé ainsi que les écosystèmes et les eaux souterraines et de surface situés à proximité, par différentes substances (p.ex. HAP, ETM, PCDD-PCDF, RL) qu'il est susceptible de contenir en plus ou moins grandes concentrations. Toutefois, ces concentrations peuvent être faibles, si la biomasse pyrolysée est saine et si les conditions de pyrolyse ne sont pas propices à la formation de certaines substances organiques. Il est à noter qu'en l'état actuelle des connaissances, il n'est pas possible de prévoir les teneurs en polluants d'un biochar avant qu'il soit produit. La grande variabilité des teneurs en polluants observées dans les biochars, ainsi que la grande diversité de la qualité de sols susceptibles d'être amendés, couplées à des taux d'application également très variables, ne permet pas, *a priori* et de manière générique, de savoir si l'apport d'un biochar va engendrer ou non une pollution du sol.

Le biochar, dans certaines conditions, est capable de réduire la (bio)disponibilité des polluants présents dans le sol en les adsorbant. Ce phénomène contribue à réduire le risque que représentent ces polluants pour les écosystèmes, la santé humaine et la qualité des eaux souterraines et de surface, sans pour autant constituer une véritable dépollution de la pollution du sol. Il s'agit plutôt d'une stabilisation de la pollution. Une réduction de la disponibilité n'est pas systématiquement observée puisque certaines études rapportent une augmentation de la disponibilité de certains polluants à la suite de l'apport de biochar. De plus, la question de la durée de séquestration des polluants est cruciale, puisque le vieillissement des biochars implique que les polluants adsorbés vont inévitablement être désorbés et relargués dans le sol et pourront alors impacter le sol, les écosystèmes et les eaux. Le vieillissement des biochars est particulièrement problématique dans le cas des pesticides car les biochars, dans certains cas, adsorbent certaines molécules jusqu'à ce que leur vieillissement entraîne une désorption de ces molécules dans le sol. Cette désorption intervient au bout d'un temps inconnu, rapporté comme pouvant être de l'ordre de quelques mois à plusieurs années, et théoriquement, mais sans preuve formelle par manque d'information à long terme, de plusieurs décennies voire plusieurs siècles. Cela induit que des pesticides séquestrés par

du biochar pourraient être relargués dans le milieu après un temps qui, à ce jour, n'a pas été quantifié, à un moment où l'effet du pesticide n'est pas attendu. De plus, en fonction des propriétés des biochars et des sols, ainsi que des fréquences et quantités d'épandage des biochars et des pesticides, il n'est pas à exclure que des phénomènes d'accumulation des pesticides dans le biochar d'un sol ne puissent entraîner un relargage massif incontrôlé une fois le biochar trop vieux pour maintenir cette adsorption.

Concernant l'impact de l'apport de biochar sur les organismes du sol, la revue bibliographique a permis de mettre en évidence que de nombreuses modifications significatives de propriétés biologiques sont engendrées par l'application de biochar dans un sol, même s'il est toutefois difficile de dire si ces modifications sont positives, sans effet notable ou négatives pour la qualité biologique du sol et l'écosystème auquel il appartient. En effet, les liens entre propriétés agronomiques et propriétés biologiques sont complexes et un changement de l'une de ces propriétés biologiques peut ou non entraîner une conséquence directe sur le fonctionnement de l'écosystème. D'après ces premiers éléments et en application du principe de précaution, il semble pertinent de ne pas introduire de biochar dans des écosystèmes sensibles et à haute valeur pour la biodiversité, y compris dans le cadre d'un usage agricole, afin de les préserver. Cependant, il semble envisageable d'amender des sols déjà fortement perturbés par d'autres activités humaines, comme les sols urbains dégradés (e.g. fertilisation importante, apport massif de matériaux, perturbations physiques, pollution...).

Il est à noter que les effets négatifs engendrés par l'amendement de biochar dans les sols sont aussi susceptibles d'impacter des zones situées à proximité de la parcelle amendée, initialement non visées par l'amendement à cause de la mobilité verticale et horizontale des biochars. La mobilité verticale des biochars représente un risque relativement limité car elle entraîne une « contamination » par le biochar des horizons sous-jacents d'un sol déjà amendé. En revanche, la mobilité horizontale entraîne une « contamination » par le biochar des parcelles voisines, mais aussi potentiellement de l'ensemble de la partie avale du bassin versant, y compris des écosystèmes aquatiques inféodés aux cours d'eau.

5. Séquestration de carbone

Pellerin et al. (2020) définissent la séquestration de carbone dans le sol comme étant « le retrait net de CO₂ de l'atmosphère résultant du transfert de son carbone dans les compartiments à temps de renouvellement lent du carbone organique du sol » et le stockage de carbone dans le sol comme étant « l'augmentation du stock de carbone du sol dans le temps ». Ainsi, seule la séquestration de carbone permet de lutter contre le changement climatique car elle réduit la quantité de CO₂ de l'atmosphère, alors que, par définition, le stockage de carbone dans un sol ne traduit pas forcément une diminution des concentrations de CO₂ atmosphérique. Une séquestration de carbone dans le sol est également un stockage de carbone dans le sol, mais l'inverse n'est pas systématique.

Bien que l'amendement de sols agricoles avec du biochar peut avoir différents objectifs agronomiques, certains auteurs suggèrent que cette pratique peut également être utilisée pour séquestrer durablement du carbone atmosphérique dans les sols pour lutter contre le réchauffement climatique (Werner et al., 2018 ; Woolf et al., 2018). Dans ce contexte, l'apport de biochar dans un sol s'apparente à un stockage de carbone organique dans le sol amendé, mais ne constitue pas, *stricto sensu*, une séquestration du CO₂ atmosphérique, car le biochar existe avant son utilisation en tant qu'amendement de sol et donc ce n'est pas directement le sol qui capte le CO₂. En revanche, la fabrication du biochar (i.e. production de biomasse, pyrolyse, traitement, transport) suivie de son utilisation en tant qu'amendement de sol peut résulter en une séquestration de carbone atmosphérique dans un sol. Pour cela, il faut que l'ensemble de la filière de production du biochar et de son utilisation ait un bilan carbone négatif, c'est-à-dire qu'il constitue un retrait net de CO₂ de l'atmosphère. Pour déterminer si la production de biochar suivie de son utilisation en tant qu'amendement de sols agricoles représente effectivement une technique efficace de retrait de carbone atmosphérique, il est primordial de s'intéresser à l'ensemble de la filière, depuis la production du biochar jusqu'à son comportement dans le sol.

5.1. Formes du carbone et temps moyen de résidence dans le sol

Le carbone des biochars se présente sous différentes formes qu'il est possible de regrouper en deux pools (Lehmann et al., 2011) :

- le pool de carbone labile, composé de formes de carbone facilement dégradables, comme des micromolécules ou des formes solubles ;
- le pool de carbone récalcitrant, composé de formes de carbone aromatiques condensées stables et non-minéralisables.

En synthétisant les données produites au cours de 24 études ayant étudiées 128 biochars, Wang et al. (2016) calculent que le pool de carbone labile et le pool de carbone récalcitrant représentent en moyenne, respectivement, 3 ($\pm 0,6$) et 97 ($\pm 0,6$) % m:m du carbone total. Les temps moyens de résidence des deux pools sont très contrastés, allant de 108 (± 196) jours pour le pool labile à 556 (± 483) ans pour le pool récalcitrant (Wang et al., 2016). Lehmann et al. (2021) précisent que la minéralisation des biochars est globalement réduite d'un à deux ordres de grandeur comparé à la biomasse non pyrolysée. Sur la base de ces constats, il semble donc qu'une grande majorité du carbone contenu dans les biochars soit sous forme récalcitrante et possède un temps moyen de résidence long dans le sol allant approximativement d'un siècle à un millénaire.

Les différences de temps moyens de résidence constatées entre plusieurs biochars s'expliquent par différents facteurs comme les conditions environnementales auxquelles est exposé le sol amendé, les propriétés du sol amendé ainsi que la quantité et les propriétés du biochar appliqué. Parmi les propriétés des biochars, le ratio O/C est directement corrélé à la stabilité du biochar (Spokas, 2010) et à son temps de résidence dans le sol. Ce ratio traduit la structure aromatique poly-condensée du biochar et sa résistance à la dégradation microbienne. Spokas (2010) estime que la demi-vie du biochar dans un sol dépend directement du ratio O/C, en précisant que :

- Un ratio O/C < 0,2, correspond à une demi-vie > 1000 ans ;
- Un ratio compris entre 0,2 et 0,6, correspond à une demi-vie comprise entre 100 et 1000 ans ;
- Un ratio > 0,6, correspond à une demi-vie < 100 ans.

Le ratio H/C, qui traduit le degré d'aromaticité du biochar, permet également d'estimer sa durée de vie dans un sol. Un ratio H/C > 0,7 traduit des structures aromatiques non condensées, comme de la lignine. En revanche, un ratio H/C < 0,3 indique une structure aromatique très fortement condensée, rendant très difficile sa minéralisation par les microorganismes du sol (Schimmelpfennig et Glaser, 2012) et donc favorisant un temps long de résidence dans le sol. Lehmann et al. (2015) estiment que les biochars ayant un ratio H/C < 0,4 ont un temps moyen de résidence dans le sol supérieur à 1000 ans, ce qui correspond à une demi-vie d'environ 700 ans.

Ces deux ratios sont directement corrélés à la température de pyrolyse. Ippolito et al. (2020) observent que les biochars produits à des températures supérieures à 600°C sont très récalcitrants dans le sol. Les biochars produits à des températures comprises entre 500 et 599°C ont une demi-vie dans un sol comprise entre 100 et 1000 ans, alors que les biochars produits à des températures inférieures à 500°C ont des demi-vies plus courtes. Rodrigues et al. (2023) montrent que l'optimum de stabilité des biochars est atteint pour un ratio H/C_{org} compris entre 0,38 et 0,44, ce qui correspond à une température de pyrolyse de 500 à 550°C.

5.2. Amendement des sols et stockage additionnel

Les biochars contiennent une forte teneur en carbone totale, globalement comprise entre 45 et 80 % m:m (Lange et al., 2018 ; Vijay et al., 2021) en fonction des types de biochar considérés, dont une fraction significative est sous forme récalcitrante. C'est en cela que l'amendement en biochar des sols constitue une piste prometteuse pour séquestrer durablement du C atmosphérique dans les sols tout en améliorant certaines propriétés agronomiques des sols amendés (co-bénéfiques). Lehmann et al. (2021) précisent que l'augmentation des stocks de carbone des sols amendés en biochar ne résultent pas seulement de l'apport du biochar lui-même, mais aussi du « negative priming effect » qui traduit la stabilisation et la protection vis-à-vis de la minéralisation des matières organiques du sol lorsqu'elles sont adsorbées au biochar et qui ont donc tendance à s'accumuler au cours du temps dans le sol. Le taux de stockage additionnel annuel engendré par ce « negative priming effect » peut être compris entre 0,5 et 1,2 tC/ha/an dans des sols amendés depuis 6 à 10 ans, ce qui est similaire voire supérieure aux taux d'autres techniques de gestion des sols (Lehmann et al., 2021). Ding et al. (2017) mettent en évidence que les facteurs influençant les effets de l'apport de biochar sur le C du sol sont nombreux et peuvent effectivement entraîner une augmentation des teneurs en carbone du sol amendé, mais aussi ne pas avoir d'effet ou même entraîner une diminution de ces teneurs (« positive priming effect »).

D'après les recherches bibliographiques réalisées, il n'existe pas de taux d'application idéal de biochar dans les sols, car ce taux dépend des objectifs visés (p.ex. amélioration de la qualité

agronomique du sol), des propriétés du sol amendé, des propriétés du biochar utilisé et du contexte économique. Toutefois, d'un point de vue de la séquestration du carbone atmosphérique, il est possible d'imaginer :

- Un taux d'application minimal de biochar dans le sol pour significativement augmenter sa teneur en carbone organique à long terme. Un taux d'application inférieur à ce taux minimal n'aurait aucun effet significatif sur les stocks de C du sol et n'aurait donc aucun intérêt du point de vue du climat ;
- Un taux d'application maximal de biochar dans un sol pour stocker le plus de carbone possible à long terme. En théorie, ce taux pourrait être de 100 % (horizon de surface constitué à 100 % de biochar), mais il a été démontré (voir parties 3 et 4) que le biochar en trop grande quantité peut avoir des effets négatifs sur la fertilité des sols et sur l'environnement (fonctionnement biologique, biodiversité et teneurs en polluants). En pratique, le taux d'application maximal de biochar serait donc le taux maximal qui n'engendre pas une perte significative de rendement agricole et/ou une augmentation significative du risque pour les écosystèmes, la santé humaine et la qualité des ressources en eau ;
- Un taux d'application optimal de biochar dans le sol correspondant à un équilibre entre la séquestration de carbone dans le sol, le risque pour les trois cibles susmentionnées, le gain ou la perte de la qualité agronomique du sol amendé et le coût économique de l'utilisation de biochar.

Ces taux sont à déterminer au cas par cas en fonction du contexte environnemental et économique, ainsi qu'en fonction des objectifs visés.

A titre d'information, en théorie, un taux d'application de 1 % v:v (équivalent à un taux de 7,5 t/ha) de biochar (caractérisé par : MVA = 0,3 g/cm³ ; teneur en C_{org} = 650 gC/kg) dans l'horizon supérieur labouré d'un sol agricole de 0,25 m d'épaisseur caractérisés par les propriétés suivantes : MVA = 1,4 g/cm³ ; teneur en C_{org} de 29 gC/kg (~5 % m:m de MO) ; une teneur en éléments grossiers de 5 % v:v correspondrait à une augmentation du stock de C du sol d'environ 3,9 %, passant de 9,6 kgC/m² à 10,0 kgC/m² (Tableau 6). En considérant que seule la fraction récalcitrante (0,97 % du carbone total) engendrerait une séquestration pertinente pour le climat, l'augmentation du stock de C du sol serait similaire (+3,7 %). Le taux d'application moyen observé par Godlewska et al. (2021) dans des essais en plein champ (1,39 % v:v), induirait une augmentation du stock de C de l'horizon de surface de 5,4 % en une application. Un apport important de 5 % v:v de biochar (équivalent à un taux de 37,5 t/ha) engendrerait une augmentation de 18,6 % de stock de C initial du sol. Un taux d'application relativement faible de biochar serait donc susceptible de significativement augmenter le stock de C organique de l'horizon supérieur d'un sol agricole.

TABLEAU 6 : ESTIMATION DE L'AUGMENTATION DES STOCKS DE C ORGANIQUE D'UN SOL AGRICOLE AMENDE EN BIOCHAR A DIFFERENTS TAUX D'APPLICATION

Taux d'application		Stock de C initial du sol	Stock de C du sol amendé	Augmentation du stock de C	Commentaire
% v:v	t/ha	kgC/m ²	kgC/m ²	%	
0,67	5,02	9,64	9,89	2,6	Taux minimal observé par Godlewska et al. (2021)
1,00	7,50	9,64	10,01	3,8	/
1,39	10,42	9,64	10,16	5,4	Taux moyen observé par Godlewska et al. (2021)
2,00	15,00	9,64	10,76	11,6	Taux maximal observé par Godlewska et al. (2021)
5,00	37,50	9,64	11,51	19,4	/

5.3. ACV de l'amendement de sols agricoles avec du biochar

A travers l'étude de 27 publications scientifiques, publiées entre 2011 et 2019, dédiées à l'analyse de cycle de vie (ACV) de l'utilisation de biochar pour amender des sols agricoles, Matustik et al. (2020) constatent que la grande majorité des scénarios étudiés se traduit par des global warming potentials (GWP) (exprimés en t CO₂-eq/FU³) négatifs. Ceci indique que l'utilisation du biochar en tant qu'amendement de sols agricoles conduit, la plupart du temps, à un bénéfice en termes d'émission de gaz à effet de serre (GES) par rapport à un scénario de référence et donc que l'opération séquestre globalement plus de GES qu'elle n'en émet.

Toutefois, Matustik et al. (2020) soulignent que la plupart des études réalisées ne sont pas comparables entre elles et que la grande variabilité des nombreux facteurs à prendre en compte pour réaliser une ACV de cette opération induit une grande incertitude dans les résultats obtenus, ce qui limite fortement leur généralisation et leur application à d'autres contextes. Pour évaluer la pertinence au regard des émissions de gaz à effets de serre de l'utilisation de biochar en tant qu'amendement agricole, de très nombreux aspects sont à prendre en considération (Matustik et al., 2020 ; Lehmann et al., 2021), comme :

La Functional Unit (FU) est un concept fondamental de l'ACV qui dépend de son objectif. Il s'agit de l'unité, souvent une quantité d'un objet physique, qui sert de base à l'expression des résultats de l'ACV. Dans le cadre de l'utilisation de biochar en amendement de sols agricoles, les ACV réalisées utilisent souvent la quantité de biochar produite (t CO₂-eq/t biochar ou t CO₂-eq/m³ biochar), mais d'autres FU sont également utilisées. Lorsque la pyrolyse vise initialement à traiter un déchet (p.ex. déchets de production agricole, déchets de bois, boue de station d'épuration), l'unité privilégiée est la t CO₂-eq/t déchet traité ou la t CO₂-eq/m³ de déchet traité. Dans le cas spécifique de l'amendement de sols agricoles, l'unité utilisée peut également être la t CO₂-eq/kg de denrée produite (p.ex. du riz). L'interprétation des résultats d'une ACV dépend donc en grande partie du point de vue duquel elle a été réalisée. La multitude des FU considérée rend difficile, voire impossible, la comparaison entre les résultats des ACV.

Les limites du système considérées sont aussi un aspect primordial de l'ACV. Elles doivent être clairement définies et inclure tous les procédés en lien avec l'opération étudiée. Dans le cas de l'amendement de sol avec du biochar, le système considéré devrait au moins prendre en compte (Matustik et al., 2020) la production de la biomasse à pyrolyser, le procédé de pyrolyse, la gestion (valorisation ou élimination) des sous-produits de la pyrolyse (gaz, huiles), le transport, les

³ FU : Functional Unit

traitements et le stockage des matériaux, l'épandage du biochar sur les sols agricoles, les effets à court et long terme du biochar sur les sols et l'environnement. Toutefois, certaines études décident d'exclure certaines étapes car ces-dernières sont jugées non pertinentes pour l'objectif de l'ACV, comme par exemple, lorsque la biomasse à pyrolyser est un déchet, certains auteurs ne prennent pas en compte la production de cette biomasse dans l'ACV. L'absence de consensus quant aux limites des systèmes étudiés rend les résultats des ACV difficiles, voire impossibles, à comparer entre eux.

Les matières premières (biomasses) utilisées pour produire le biochar peuvent avoir un impact variable sur les résultats d'une ACV. Lorsque la biomasse pyrolysée est considérée comme un déchet, une part significative des émissions de GES engendrées par sa production n'est souvent pas attribuée au système biochar. De plus, vu que ces déchets seraient produits même sans pyrolyse et production de biochar, la production de biochar et son utilisation sont associées aux bénéfices de la réduction de la gestion de ces déchets. A l'inverse, lorsque la biomasse est produite expressément pour la production de biochar, tous les impacts de la production de cette biomasse sont pris en compte dans l'ACV. L'utilisation de déchets, ou de biomasse considérée comme un déchet (avec toute la subjectivité que la notion de déchet induit) plutôt que de biomasses dédiées, pour la production de biochar entraîne donc de meilleurs résultats d'ACV (c'est-à-dire, moins émetteur de GES).

Le type de pyrolyse utilisé influence aussi l'ACV de l'opération. De nombreux paramètres sont à prendre en compte dans l'ACV, comme les caractéristiques techniques et thermodynamiques des fours à pyrolyse et de leur fonctionnement, l'origine de l'énergie utilisée pour la pyrolyse (p.ex. électricité plus ou moins carbonée, énergies fossiles), les rendements obtenus en gaz, huile et biochar ainsi que la valorisation chimique ou énergétique des sous-produits (gaz et huiles) pour la synthèse de substances d'intérêt ou la production de chaleur et/ou d'électricité. D'après Matustik et al. (2020), les rendements en biochar des pyrolyses sont généralement compris entre 20 et 35 %, mais certains auteurs appliquent des rendements plus élevés (p.ex. 48,8 % ou même 60 %).

Le transport, le stockage, les éventuels **prétraitements** des biomasses (p.ex. déshydratation, broyage) et les éventuels **post-traitements** des biochars (p.ex. criblage, lavage, oxydation) sont également à intégrer dans l'ACV de l'opération et varient d'un contexte à l'autre.

Le taux d'application de biochar sur les sols agricoles est une variable qui influence significativement les résultats de l'ACV. Matustik et al. (2020) précisent que ce taux est compris entre 1 t/ha et 30 t/ha.

La stabilité du biochar dans le sol est également un paramètre très important. En effet, seule la fraction récalcitrante du biochar est considérée comme capable de séquestrer durablement le C dans le sol. Mais le temps moyen de résidence dans le sol de ce carbone varie beaucoup, allant d'un siècle à plusieurs millénaires, en fonction du type de sol, du climat et du type de biochar. Wang et al. (2016) montrent que les biochars étudiés ont une fraction récalcitrante supérieure à 90 % du carbone total. Mais d'après Matustik et al. (2020), les auteurs d'ACV utilisent couramment des valeurs plus conservatrices de l'ordre de 80 %. Au-delà de la stabilité du biochar, il serait pertinent de prendre en compte l'efficacité de séquestration du carbone, comme le propose Rodrigues et al. (2023) qui estiment qu'entre 25 et 50 % du carbone présent dans la biomasse initiale (avant pyrolyse) est toujours présent dans le sol 100 ans après que le biochar ait été appliqué au sol, pour des biochars ayant un ratio $H/C_{org} < 0,6$ (estimation réalisée sur une vingtaine de biochars). Cet

indicateur n'est actuellement *a priori* pas utilisé en ACV, mais permettrait de considérer directement la fraction de carbone effectivement séquestrée dans le sol et donc qui a un réel effet sur la lutte contre de réchauffement climatique.

Les effets du biochar sur les sols agricoles sont également des paramètres importants à considérer. En effet, l'amendement en biochar est souvent considéré comme bénéfique pour les rendements agricoles et plus globalement la fertilité des sols (Matustik et al., 2020) et cela, même si certaines études agronomiques suggèrent que cet amendement peut parfois être sans effet significatif, voire négatif (voir partie 3). Certains auteurs ont également pris en compte la réduction de l'utilisation de fertilisants et d'amendements calciques induites par l'utilisation de biochar. D'autres bénéfices sont souvent attribués à l'amendement en biochar, comme par exemple, la réduction des émissions de certains GES des sols (N_2O et CH_4).

En effet, l'aération du sol induite par un apport de biochar (voir 3.4, aspects concernant l'augmentation de la porosité du sol) peut réduire significativement les émissions de N_2O du sol, en diminuant la dénitrification via deux phénomènes : l'inhibition de l'activité des microorganismes anaérobiques impliqués dans la dénitrification, mais aussi en diminuant la disponibilité de l'azote dans le sol pour ces microorganismes (Vijay et al., 2021). Même si cette diminution des émissions de N_2O a été plusieurs fois constatée en laboratoire et au champ (Rondon et al., 2007 ; Cayuela et al., 2014 ; Borchard et al., 2019 ; Weldon et al., 2019), certaines études n'ont pas permis de mettre en évidence de réduction significative des émissions de N_2O engendrée par l'apport de biochar (Gao et al., 2020). Ceci suggère que certaines propriétés des sols et/ou des biochars utilisés exerceraient une influence sur ces émissions. Cayuela et al. (2015) suggèrent, par exemple, que les biochars ayant un ratio H/C inférieur à 0,3 sont les biochars les plus efficaces pour réduire les émissions de N_2O des sols. Grâce à l'augmentation de l'aération du sol, le biochar peut également diminuer les émissions de CH_4 des sols, en favorisant l'oxydation du CH_4 , notamment en augmentant l'abondance des protéobactéries méthanotrophes (Al-Wabel et al., 2019).

La comptabilisation ou non de ces réductions d'émission de GES dans l'ACV influence fortement ses résultats. Toutefois, il n'existe pas de consensus sur ce point, ce qui amène à des résultats d'ACV contrastés entre les études.

Les effets du biochar sur l'environnement sont également parfois pris en considération et influencent les résultats des ACV (Matustik et al., 2020). Parmi ces effets, certains auteurs ont évalué l'acidification, l'eutrophisation et l'écotoxicité qui sont principalement dues aux itinéraires agricoles appliqués pour produire de la biomasse (p.ex. fertilisation), mais aussi aux impacts liés à la production de l'électricité consommée par les installations de pyrolyse. Ces aspects sont relativement peu considérés dans les études, car seulement 8 et 9 études sur les 27 prises en compte, ont respectivement considéré l'acidification et l'eutrophisation. Les externalités négatives induites par la présence de polluants dans les biochars et leurs impacts sur l'environnement ne sont pas prises en compte dans les ACV considérées par Matustik et al. (2020).

Enfin, **les méthodologies appliquées, les données utilisées et les logiciels employés** pour réaliser les ACV sont également une source de variabilité dans les résultats obtenus (Matustik et al., 2020). En effet, bien que la réalisation d'ACV soit normalisée, différentes méthodologies existent en fonction des impacts qui sont considérés. Certaines méthodologies permettent de considérer plusieurs impacts de l'opération (p.ex. impacts sur le climat, l'acidification, l'eutrophisation, les ressources), alors que d'autres ne se focalisent que sur les aspects climatiques. La réalisation d'ACV requiert une grande quantité de données de différents domaines. Pour faciliter la réalisation des ACV, des bases de données internationales existent. Mais elles ne sont pas exhaustives et

parfois mal adaptées à certains contextes, ce qui incite les auteurs à prendre en compte des données spécifiques et ou locales, rendant les résultats obtenus non généralisables. Du côté des logiciels, il en existe plusieurs qui ne sont pas forcément paramétrés de la même façon, notamment en ce qui concerne certaines hypothèses sous-jacentes aux ACV. Ceci peut également conduire à une variabilité dans les résultats obtenus.

Sur la base d'ACV réalisées sur la fertilisation de systèmes agricoles différents (Italie, Espagne, Belgique), Oldfield et al. (2018) montrent que la fertilisation à l'aide de compost, de biochar ou de mélange biochar-compost obtient systématiquement de meilleurs résultats que ceux obtenus par la fertilisation minérale classiquement employée. Toutefois, comparé à l'amendement en compost, l'amendement en biochar n'est pas toujours la fertilisation ayant les impacts les plus faibles sur le climat, l'acidification et l'eutrophisation, suggérant que l'amendement en compost peut être plus pertinent, au moins dans certains systèmes agricoles. Les mélanges biochar-compost sont les plus intéressants du point de vue de la fourniture en nutriments et permettent d'atteindre des rendements proches de ceux obtenus par fertilisation minérale, sans pour autant montrer des résultats d'ACV systématiquement meilleurs que ceux de l'amendement en compost.

5.4. Conclusion partielle : séquestration de carbone

Les teneurs élevées en carbone des biochars, dont une fraction significative est récalcitrante et possède un temps moyen de résidence dans le sol allant de l'ordre du siècle à celui du millénaire, font de l'amendement en biochar des sols agricoles une technique efficace pour stocker à long terme du carbone. Cependant, si cette pratique permet de stocker du carbone dans les sols, les résultats des ACV réalisées sur l'ensemble de l'opération, incluant la production du biochar, montrent que dans certains cas, elle n'induit la séquestration que d'une petite quantité de carbone atmosphérique, voire peut potentiellement émettre globalement plus de GES qu'elle n'est capable d'en séquestrer. Toutefois, la majorité des ACV réalisées sur cette opération montre une séquestration nette de GES. Ces résultats sont cependant impossibles à généraliser, notamment au contexte luxembourgeois, du fait de la forte variabilité des résultats obtenues, occasionnée par les nombreuses incertitudes et hypothèses inhérentes à la méthodologie de l'ACV.

Pour augmenter la probabilité de mettre en œuvre une opération engendrant une séquestration nette de C, il est recommandé de :

- Utiliser des déchets de biomasses, plutôt que des cultures dédiées pour produire du biochar, tout en évitant d'utiliser des biomasses qui sont normalement destinées à être épandues sur des sols, comme des résidus de cultures ;
- Optimiser le processus de pyrolyse pour être le plus efficace possible du point de vue de la consommation d'énergie ;
- Alimenter les installations de pyrolyse avec des énergies à faibles impacts, idéalement décarbonées.
- Valoriser au mieux les sous-produits (gaz et huiles) issus de la pyrolyse (p.ex. production d'énergies) ;
- Produire les biochars les plus stables possibles (long temps moyen de résidence dans le sol), ayant les meilleurs co-bénéfices pour les sols et l'agriculture et ayant le moins d'impacts négatifs pour l'environnement (p.ex. polluants) ;
- Amender les sols agricoles et urbains où les co-bénéfices seront les plus importants (p.ex. amélioration de la fertilité, réduction des émissions de N₂O et de CH₄).

6. Recommandations pour l'utilisation du biochar en agronomie

6.1. Principes à suivre

Sur la base des éléments repris ci-avant, 8 principes à suivre pour encadrer l'usage de biochar en tant qu'amendement de sol sont proposés.

1. Assurer une séquestration nette de carbone

L'objectif principal de l'amendement des sols en biochar étant de séquestrer du carbone organique à long terme pour lutter contre le changement climatique, il est indispensable que l'opération résulte globalement en une séquestration nette de carbone (transfert de carbone depuis l'atmosphère vers le sol). Pour cela, il est nécessaire de considérer l'ensemble de l'opération, depuis la production de la biomasse initiale jusqu'à l'épandage du biochar, en passant par la pyrolyse, le transport, le stockage et le traitement du biochar, ainsi que d'estimer la quantité de carbone effectivement séquestrée dans le sol à long terme (par exemple, 100 ans après l'amendement) en considérant sa stabilité au contact du sol et dans les conditions édaphiques.

2. Assurer l'intérêt agronomique de l'amendement

Le deuxième objectif de l'amendement des sols en biochar est l'amélioration des propriétés agronomiques des sols qui sont jugées non-optimales pour la production de biomasses alimentaires ou non-alimentaires. Il est donc indispensable de prouver et de justifier l'intérêt agronomique d'amender un sol avec du biochar sous peine, au mieux, de n'avoir aucun intérêt agronomique et, au pire, de dégrader la qualité agronomique d'un sol agricole, ce qui, à l'échelle de la parcelle pénaliserait l'exploitant agricole (réduction des rendements et des revenus), et à l'échelle nationale, impacterait la rentabilité du secteur agricole et agro-alimentaire (économie et sécurité alimentaire). Les intérêts agronomiques possibles du biochar peuvent être d'ordre chimique (correction du pH, augmentation de la CEC...) et/ou physique (augmentation de la capacité de rétention en eau, amélioration du fonctionnement hydrodynamique...). Il est à noter que le biochar peut être utilisé pur, mais un apport simultané avec d'autres matériaux organiques plus frais et moins stables (compost, lisier, fumier, déchets verts...) pourrait s'avérer plus intéressants du point de vue agronomique.

3. Utiliser des gisements de biomasse pertinents

La fabrication du biochar par pyrolyse peut techniquement se faire avec n'importe quelle biomasse d'origine végétale. Toutefois, pour favoriser une séquestration nette de carbone dans les sols et pour limiter les impacts négatifs sur les autres amendements organiques réalisés en agriculture ou utilisés en génie pédologique, il est souhaitable de privilégier la pyrolyse de déchets de biomasse végétale, idéalement difficilement valorisables autrement (p.ex. déchets de plantes exotiques envahissantes) plutôt que de biomasse issue de cultures dédiées. Il est aussi nécessaire de veiller à ce que la biomasse à pyrolyser ne provienne pas de gisements de biomasse qui sont normalement destinés à être épandus sur les sols, comme les résidus de culture, le compost, les déjections animales (fumiers, lisiers) ou encore les digestats de méthaniseurs. Dans le cas contraire, le biochar entrerait en concurrence avec les autres amendements organiques ce qui, *in fine*, ne permettrait pas d'augmenter l'apport de matières organiques aux sols mais simplement de modifier la forme des matières organiques épandues.

4. Choisir le meilleur amendement organique

Puisque d'autres types d'amendements (compost, fumier, lisier, résidus de culture) permettent également de séquestrer du carbone à long terme et d'améliorer les propriétés agronomiques des sols agricoles et urbains, il est nécessaire de comparer ces amendements avec celui du biochar pour privilégier celui qui est le plus efficace du point de vue de la séquestration du carbone, mais aussi des autres aspects de l'amendement des sols, à savoir, les intérêts agronomiques ainsi que les impacts environnementaux sur le fonctionnement biologique des écosystèmes, sur la préservation des ressources en eau et sur la santé humaine.

5. Produire les biochars les plus adaptés à l'amendement de sol

Les nombreuses combinaisons possibles entre la biomasse initiale (type, propriétés) et les conditions de pyrolyse (température, pression, pression partielle en O₂, humidité...) induisent une forte variabilité des propriétés des biochars, dont certaines sont à privilégier pour l'amendement des sols alors que d'autres sont absolument à proscrire. Il est nécessaire de produire et d'utiliser des biochars adaptés à l'amendement des sols, qui d'après les résultats de la présente analyse bibliographique, doivent :

- Présenter une forte stabilité des formes de carbone (ratio H/C_{org} < 0,6, température de production optimale potentielle de 500-550°C ou > 600°C) ;
- Présenter de bonnes propriétés agronomiques permettant la construction de sol fertile ou la correction des propriétés du sol à amender jugées comme non-optimales ;
- Présenter les teneurs en polluants les plus faibles possibles compatibles avec la préservation à long terme des écosystèmes, des ressources et de la santé humaine (pyrolyse de biomasses non polluées en éléments traces métalliques et pauvres en chlore, conditions de pyrolyse défavorables à la synthèse de polluants organiques) ;
- Présenter des propriétés physico-chimiques limitant le plus possible les effets négatifs sur le fonctionnement biologique des sols amendés (p.ex. éviter les pH extrêmes, une conductivité électrique trop importante, la présence excessive de radicaux libres...).

En l'état actuel des connaissances, il est impossible de définir *a priori* le meilleur biochar. Une approche au cas par cas est nécessaire (meilleur biochar en fonction de la biomasse, de la pyrolyse, du taux d'application et du sol à amender).

6. Définir le taux d'application optimal

En fonction des objectifs agronomique et climatique de l'amendement, des propriétés du sol et de celles du biochar, un taux d'application optimal du biochar doit être défini. Ce taux optimal doit prendre en compte au moins les trois aspects suivants (Figure 1) :

- La préservation du fonctionnement biologique et de l'état chimique du sol amendé : si cet aspect n'est pas pris en compte, l'apport de biochar risque d'entraîner une dégradation des écosystèmes et une pollution des sols à court et à long terme. Cet aspect se traduit par la définition d'un taux d'application maximal au-delà duquel l'impact est jugé non acceptable.
- La séquestration de carbone : si cet aspect n'est pas pris en compte, l'apport de biochar n'aura pas d'intérêt climatique significatif. Cet aspect se traduit par la définition d'un taux d'application minimal en-deçà duquel la séquestration de carbone dans le sol engendrée par l'amendement est non-significative.
- L'amélioration des propriétés agronomiques : si cet aspect n'est pas pris en compte, l'apport de biochar n'aura pas d'intérêt agronomique. Cet aspect se traduit par la définition d'un taux d'application minimal en-deçà duquel l'amélioration des propriétés agronomiques du sol est non-significative et d'un taux d'application maximal au-delà duquel l'apport de biochar est significativement délétère pour la qualité agronomique du sol et/ou

pour les rendements culturaux. Ce taux maximal peut aussi intégrer les aspects économiques de l'amendement en comparant les coûts du biochar (production, épandage...) avec les gains économiques engendrés par l'amélioration des propriétés du sol et donc des rendements agricoles.

En l'état actuel des connaissances, il est impossible de définir *a priori* ces taux. Une approche au cas par cas est nécessaire (taux d'application optimal en fonction du biochar, des objectifs de l'amendement et du sol à amender).

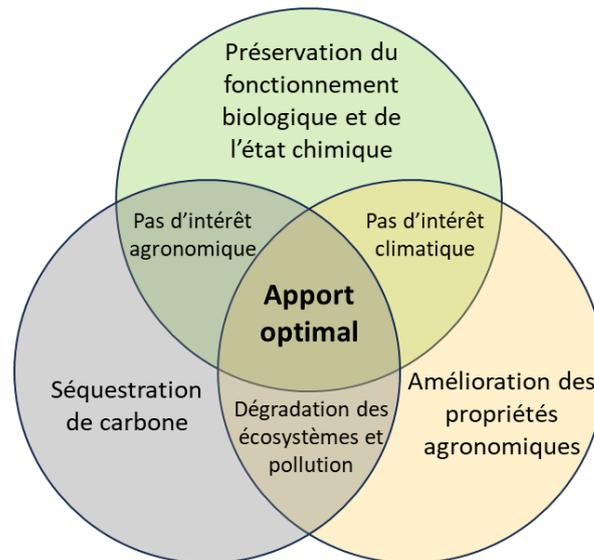


FIGURE 1 : REPRÉSENTATION SCHEMATIQUE DES ASPECTS A PRENDRE EN COMPTE POUR DEFINIR LE TAUX D'APPLICATION OPTIMAL DE BIOCHAR DANS UN SOL.

7. Maitriser les risques de pollution

Les biochars peuvent contenir des polluants (ETM, composés organiques, radicaux libres) initialement présents dans la biomasse utilisée pour leur production ou synthétisés lors de la pyrolyse. Pour préserver les écosystèmes, la santé humaine et les ressources (eaux, sols, alimentation), il est indispensable de maîtriser l'introduction de polluants dans l'environnement. Pour cela, plusieurs principes doivent être observés :

- Produire et utiliser uniquement des biochars « propres », c'est-à-dire présentant les teneurs en polluants les plus faibles possibles (voir principe 5.) ;
- Garantir le fait que l'amendement de biochar n'augmente pas les concentrations de fond en polluants déjà présentes dans le sol à amender, et ceci, y compris sur le long terme, notamment dans le cas d'épandages répétés (le flux de polluants apportés doit être compatible avec les concentrations de fond) ;
- Prendre en compte la sensibilité du milieu receveur (écosystèmes à protéger, ressources en eaux, denrées alimentaires...) ;
- Limiter voire interdire l'application de produits phytosanitaires sur les parcelles amendées en biochar pour éviter le phénomène de relargage incontrôlé de molécules actives ou produits de dégradation, qui pourraient être « piégés » par adsorption à la surface des biochars, entraînant une accumulation de ces substances au cours du temps dans le sol puis qui pourraient être progressivement ou plus brutalement relarguées dans le sol à cause du vieillissement naturel (dégradation (bio)chimique) du biochar.

Bien que les données scientifiques concernant les impacts des polluants du biochar sur les sols (polluants plus ou moins (bio)accessibles) et les effets du vieillissement sur le relargage des substances contenues dans ou adsorbées sur le biochar soient encore relativement limitées, l'application du principe de précaution apparaît comme une nécessité puisque (i) des études prouvent que des problèmes de pollution et de relargage de polluants peuvent avoir lieu, au moins dans certaines conditions, (ii) les impacts sur les écosystèmes, les ressources et la santé humaine peuvent être potentiellement importants, (iii) qu'une fois que les sols sont amendés, il est techniquement et économiquement impossible de « dépolluer » les sols du biochar apporté sur de grandes surfaces et (iv) que les biochars ont un temps de résidence dans les sols potentiellement très longs, ce qui, en cas de problème, pourrait induire des effets néfastes pendant plusieurs décennies voire plusieurs siècles.

8. Maitriser la dissémination au sein des bassins versants

Certaines études montrent que les biochars peuvent être mobiles au sein du profil de sol mais aussi horizontalement via le phénomène de ruissellement. Ce ruissellement peut théoriquement transporter les fragments de biochar (masse volumique très faible) dans l'ensemble de la partie aval du bassin versant où l'amendement a été réalisé et ainsi « polluer » des sols initialement non visés par l'amendement ainsi que des masses d'eau de surface. Ce phénomène de dissémination horizontale reste encore mal connu et mal quantifié, mais il paraît indispensable de le limiter le plus possible en circonscrivant l'apport de biochar uniquement aux parcelles visées. En effet, en cas de dissémination incontrôlée, les biochars pourraient avoir des effets non souhaités sur des milieux sensibles terrestres et aquatiques situés en aval. De plus, en cas de pollution à grande échelle par du biochar, une dépollution s'avèrerait impossible à réaliser techniquement et économiquement.

6.2. Besoin de connaissances supplémentaires

La présente étude met en évidence des connaissances lacunaires dans de nombreux aspects de l'amendement de sols en biochar. Ces lacunes rendent difficile la définition de règles et de critères techniques génériques permettant d'encadrer la production des biochars ainsi que leur utilisation en tant qu'amendement de sols ou en génie pédologique.

Pour être en mesure de définir de tels critères et règles techniques, il est indispensable d'acquérir davantage de données, notamment adaptées aux spécificités du contexte luxembourgeois. Ces données doivent concerner, au minimum :

- L'analyse de cycle de vie de l'ensemble de l'opération permettant de fixer les conditions à respecter pour garantir l'intérêt climatique ;
- Les impacts environnementaux et sanitaires de l'introduction de biochar dans les sols et les écosystèmes permettant de fixer les conditions à respecter pour garantir l'innocuité environnementale et sanitaire de l'opération ;
- Les effets agronomiques de l'apport de biochar dans les sols permettant de fixer les conditions à respecter pour garantir la fertilité des sols construits ou l'amélioration des propriétés agronomiques suboptimales.

Pour collecter ce genre de données, il est nécessaire de réaliser des études scientifiques se basant sur les résultats de la bibliographie existante, mais surtout sur des essais en milieux contrôlés (en laboratoire, sous serre, en lysimètre) et de plein champ (lysimètre). Ces études devraient aborder notamment les sujets suivants :

- L'influence des conditions de pyrolyse et des propriétés de la biomasse initiale sur les propriétés des biochars (paramètres agronomiques, polluants, stabilité) ;
- L'impact du biochar sur le fonctionnement biologique et biochimique du sol ;
- L'impact du biochar sur la qualité des ressources en eau souterraine et de surface ;
- La séquestration de carbone de l'ensemble de l'opération ;
- L'impact du biochar sur la qualité agronomique du sol ;
- La dynamique, la mobilité et le devenir des biochars libérés dans l'environnement au sein du profil de sol, de la parcelle et du bassin versant ;
- Le vieillissement des biochars dans le sol et de ses impacts sur le fonctionnement biologique, la qualité des eaux, la séquestration de carbone et les propriétés agronomiques (essais de vieillissement accéléré, essais à long terme et modélisation).

En plus des données techniques, les aspects économiques de l'opération devraient être étudiés pour définir les limites dans lesquelles elle est économiquement pertinente. L'évaluation des aspects économiques doit se faire dans un cadre plus large que celui de la production de biochar et de son utilisation comme amendement des sols ou en génie pédologique, en intégrant d'autres aspects, comme les investissements nécessaires pour construire des installations de pyrolyse au Luxembourg ou dans la grande région (jusqu'à présent, cette filière est inexistante au Luxembourg) ou encore les bilans énergétiques des installations de pyrolyse (production nette d'énergie, valorisation des autres sous-produits (chaleur, gaz, huile)). Il paraît aussi essentiel de comparer l'amendement en biochar avec les autres amendements organiques ainsi qu'avec la fertilisation minérale, afin d'évaluer le gain économique nette sur la production agricole et la fertilité des sols. Enfin, il est nécessaire d'intégrer l'évaluation économique de la filière au regard du marché carbone et de ses récentes et futures évolutions (certificat carbone...). En outre, il serait utile de comparer la capacité de remédiation et de stockage de carbone des biochars avec des méthodes biologiques existantes (p.ex. amendements organiques couramment utilisés en agriculture) qui n'ont pas les contraintes du biochar en matière de risques pour l'environnement.

7. Conclusion générale

L'amendement de sol avec du biochar est une pratique relativement récente qui reste peu étudiée par rapport à d'autres types d'amendements organiques, malgré une recrudescence du nombre d'études traitant du sujet ces dernières décennies. Sur la base des informations disponibles dans la bibliographie consultée et notamment d'un nombre restreint d'études de synthèse, il est actuellement impossible de formuler des règles générales exhaustives qui pourraient servir à définir un cadre réglementaire dédié à cette pratique et garantissant simultanément des intérêts climatiques et agronomiques ainsi que l'absence d'effets néfastes pour l'environnement. Ceci s'explique par la forte variabilité des effets de l'apport de biochar sur les sols. En effet, en fonction de l'aspect considéré (climatique, agronomique, environnemental), certaines études mettent en évidence des effets positifs du biochar alors que d'autres rapportent des effets négatifs, tandis qu'une part importante des études ne montrent pas d'effets significatifs. De plus, il est rare qu'une étude s'intéresse à la fois à ces trois aspects, induisant des résultats partiels potentiellement disparates, avec un effet positif sur l'un des aspects et un effet négatif sur un autre aspect.

La présente synthèse permet toutefois de dégager des tendances importantes. Du point de vue climatique, les biochars ayant un ratio H/C_{org} inférieur à 0,6 sont considérés comme stables et susceptibles de séquestrer du carbone à long terme dans les sols (au moins plusieurs siècles). Du point de vue agronomique, l'amendement en biochar permet globalement d'améliorer les propriétés liées aux fertilités chimique et physique des sols dégradés, pauvres, acides ou sableux, alors qu'il s'avère peu intéressant voire délétère pour les sols ayant initialement une bonne qualité agronomique. Du point de vue environnemental, de nombreux éléments étudiés dans la littérature démontrent que l'amendement en biochar des sols peut avoir des impacts significativement négatifs sur les écosystèmes du sol et les masses d'eau (vecteur de pollution, phénomène d'accumulation-relargage de polluants et pesticide, mobilité au sein du bassin versant). Le biochar modifie presque systématiquement le fonctionnement biologique des sols, sans qu'il soit forcément clair que cette modification constitue une dégradation (par exemple en cas de biochar pollué ou ayant des propriétés chimiques non-adaptées (pH, CE...)) ou au contraire une amélioration globale.

Il ressort de ces résultats techniques qu'un amendement en biochar peut être pertinent pour un sol donné, mais qu'il est nécessaire d'évaluer l'intérêt global de l'opération au cas par cas, en prenant en compte les propriétés du biochar, celles du sol, le taux d'application, la sensibilité de l'écosystème et des ressources en eaux du milieu receveur ainsi que le bilan carbone de l'ensemble du processus de fabrication et d'utilisation du biochar. Le taux d'application optimal du biochar est également à définir au cas par cas en définissant le meilleur compromis entre la séquestration de carbone, la préservation du fonctionnement biologique et de l'état chimique du sol amendé et l'amélioration de ses propriétés agronomiques, y compris sur le plan économique (aspect non abordé dans cette étude).

Un cadre réglementaire (sujet non abordé dans la présente étude) encadrant l'utilisation de biochar comme amendement de sol existe au Grand-Duché de Luxembourg, mais ce-dernier reste fortement lacunaire. Le respect des dispositions de ce cadre ne garantit pas que l'amendement en biochar aura un intérêt agronomique et un intérêt climatique. De plus, bien que certaines dispositions de ce cadre réglementaire soient de nature à limiter les impacts environnementaux de l'épandage de biochar sur les sols, il semble insuffisant pour garantir l'innocuité environnementale de l'opération. En effet, les dispositions de ce cadre réglementaire n'intègrent pas certains aspects,

comme les impacts sur le fonctionnement biologique du sol, l'évolution au cours du temps du biochar et de ses effets associés au phénomène d'accumulation et de vieillissement, les interactions à court et long terme entre le biochar et d'autres substances (p.ex. polluants, pesticides) ou encore la mobilité des biochars dans le bassin versant.

Ainsi, sur la base de l'ensemble des éléments synthétisés dans ce rapport, l'AEV émet deux recommandations concernant l'amendement des sols en biochar.

La première est qu'**il apparaît raisonnable de ne pas utiliser le biochar comme amendement des sols agricoles jusqu'à ce que suffisamment de connaissances soient disponibles pour établir un cadre réglementaire adapté aux enjeux agronomiques, environnementaux, sanitaires et climatiques.** Toutefois, à des fins de collecte de données et d'études scientifiques visant à mieux connaître les effets du biochar sur les sols, l'environnement et le climat, il apparaît souhaitable d'autoriser au cas-par-cas et lorsque la pertinence de l'étude est dûment justifiée, l'amendement en biochar de sols agricoles arables. Ces tests devraient être préférentiellement faits sur des zones limitées où les sols et les masses d'eau sont non sensibles à une dégradation potentielle (masses d'eau et biotopes d'intérêt).

La deuxième est que les éléments collectés dans la présente étude suggèrent que **la balance bénéfiques/risques de l'amendement en biochar de sols déjà dégradés, comme certains sols urbains (p.ex. friches urbaines ou industrielles) semble favorable.** Ainsi, l'utilisation du biochar peut s'avérer pertinente pour stabiliser la pollution d'un sol pollué et/ou pour améliorer la fertilité d'un sol dégradé, dans le but de le rendre à nouveau apte à être un support fonctionnel de végétation.

La présente étude met également en lumière un état des connaissances lacunaire des effets de l'amendement des sols en biochar. L'AEV préconise donc de poursuivre l'étude des effets climatiques, agronomiques et environnementaux de la pratique, notamment sur le long terme, dans le cadre de tests contrôlés et d'essais de terrain réalisés au Luxembourg ou dans la grande région. Ces études sont indispensables pour définir un cadre légal national visant à pleinement exploiter le potentiel de séquestration de carbone qu'offre cette pratique, qui d'après le GIEC constitue l'une des techniques de retrait du dioxyde de carbone atmosphérique les plus prometteuses (IPCC, 2022a,b), tout en s'assurant de l'innocuité de son déploiement à grande échelle pour l'environnement et la santé humaine. En effet, bien que le GIEC juge l'amendement des sols en biochar pertinent pour lutter contre le changement climatique, il s'accorde à dire que la production et l'utilisation de biochar requièrent préalablement la mise en place d'une réglementation et de normes visant à maîtriser les risques que cette technique représente (Olsson et al., 2019). Pour finir, le GIEC met également en garde qu'un déploiement mal maîtrisé de cette technique peut avoir des impacts néfastes non seulement pour l'environnement mais aussi pour l'économie et la société (Olsson et al., 2019).

8. Références

- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere* 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.
- Alidou Arzika, I., Lebrun, M., Miard, F., Nandillon, R., Baycu, G., Bourgerie, S. & Morabito, D., 2020. Assessment of compost and three different biochar feedstocks associated with *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle on Pb and As stabilization in a post-mining Technosol. *Pedosphere*.
- Al-Wabel, M. I., Hussain, Q., Usman, A. R. A., Ahmad, M., Abduljabbar, A., Sallam, A. S., et al., 2019. Impact of Biochar Properties on Soil Conditions and Agricultural Sustainability: A Review. *L. Degrad. Dev.* 250, 2124–2161.
- Awad, Y.M., Blagodatskaya, E., Ok, Y.S., Kuzyakov, Y., 2013. Effects of polyacrylamide, biopolymer and biochar on the decomposition of ¹⁴C-labelled maize residues and on their stabilization in soil aggregates. *Eur. J. Soil Sci.* 64,488–499.
- Beesley L, Moreno-Jiménez E, Gomez-Eyles J L. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environ Pollut.* **158**: 2282–2287.
- Bekchanova M., Campion L., Bruns S., Kuppens T., Lehmann J., Jozefczak M., Cuypers A., Malina R., 2024. Biochar improves the nutrient cycle in sandy-textured soils and increases crop yield: a systematic review. *Environmental evidence* (2024) 13:3, 34p
- Borchard N., Schirрмаan M., Cayuela M.L., Kammann C., Wrage-Mönnig N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizabal T., Sigua G., Spokas K., Ippolito J.A., Novak J., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *Science of the total environment* 651 (2019) 2354–2364
- Bridgwater A.V., 1994. Catalysis in thermal biomass conversion. *Appl. Catal. A Gen.* 116:5–47. [doi:10.1016/0926-860X\(94\)80278-5](https://doi.org/10.1016/0926-860X(94)80278-5)
- Buss W., Mašek O., Graham M., Wüst D., 2015. Inherent organic compounds in biochar—their content, composition and potential toxic effects. *J. Environ. Manage.* 156, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.035>.
- Cantrell, K.B., Hunt, P.K., Uchimiya, M., Novak, J.M., Ro, K.S., 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresour. Technol.* 107, 419–428.
- Cayuela ML, Jeffery S, van Zwieten L (2015) The molar H: C ratio of biochar is a key factor in mitigating N₂O emissions from soil. *Agric Ecosyst Environ* 202:135–138
- Cayuela, M. L., van Zwieten, L., Singh, B. P., Jeffery, S., Roig, A., and Sánchez-Monedero, M. A., 2014. Biochar's Role in Mitigating Soil Nitrous Oxide Emissions: A Review and Meta-Analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 191, 5–16.
- Chambre d'agriculture PACA, 2012. Compost de déchets verts. Matières organiques, fiche n°15, 4 p
- Chan K.Y., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A., Joseph S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 45(8) pp 629–364 <https://www.publish.csiro.au/SR/SR07109>
- Conti, F.D., Visioli, G., Malcevski, A., Menta, C., 2018. Safety assessment of gasification biochars using *Folsomia candida* (Collembola) ecotoxicological bioassays. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 6668–6679. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0806-4>.

- Damas O., Coulon A., 2016. Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine. Le moniteur, Antony 335p
- Ding, F., Van Zwieten L., Zhang W., Weng Z.H., Shi S., Wang J., Meng J., 2017. A meta-analysis and critical evaluation of influencing factors on soil carbon priming following biochar amendment. *J. Soils Sediments*, 18(4), 1507–1517, doi:10.1007/s11368-017-1899-6.
- Dong XL, Li GT, Lin QM, Zhao XR, 2017. Quantity and quality changes of biochar aged for 5 years in soil under field conditions. *Catena*, 159:136-143.
- EBC (European Biochar Certificates), 2023. Guideline for a sustainable production of biochar – Carbon standards international. Version 10.3, 5th April 2023, 70 p
- Embrén B., 2016. *Planting Urban Trees with Biochar*. The Biochar Journal, Arbaz, Switzerland. ISSN 2297-1114. www.biochar-journal.org/en/ct/77
- Gao, S., Wang, D., Dang, S. R., Duan, Y., Pflaum, T., Gartung, J., et al., 2020. Nitrogen Dynamics Affected by Biochar and Irrigation Level in an Onion Field. *Sci. Total Environ.* 714, 136432. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136432
- Ghidotti M., Fabbri D., Hornung A., 2017. Profiles of volatile organic compounds in biochar: insights into process conditions and quality assessment, *ACS sustain. Chem. Eng.* 5, 510–517. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b01869>.
- Glaser, B., Lehmann, J., and Zech, W., 2002. Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in the Tropics with Charcoal - A Review. *Biol. Fertil. Soils* 35, 219–230. doi:10.1007/s00374-002-0466-4
- Godlewska P., Ok Y.S., Oleszczuk P., 2021. The Dark Side of Black Gold: Ecotoxicological Aspects of Biochar and Biochar-Amended Soils. *J. Hazard. Mater.* 403, 123833. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.123833
- Goldberg E.D., 1985. *Black carbon in the environment: Properties and distribution*. John Wiley & Sons, New York.
- Gondek, K., Mierzwa-Hersztek, M., Smreczak, B., Baran, A., Kopeć, M., Mróz, T., Janowski, P., Bajda, T., Tomczyk, A., 2016. Content of PAHs, activities of γ -radionuclides and ecotoxicological assessment in biochars. *Pol. J. Chem. Technol.* 18, 27–35. <https://doi.org/10.1515/pjct-2016-0067>.
- Graz E., Palman M., 2020. Une expérience à Lausanne : des arbres, de l'eau et du biochar. *Plante&Cité-Suisse*. Présentation orale, le 14 septembre 2020
- Grosbellet C., Vidal-Beaudet L., Caubel V., Charpentier S., 2011. Improvement of soil structure formation by fractionation of coarse organic matter. *Geoderma* 162:27-38
- Günal E., Erdem H., İsmail C., 2018. Effects of three different biochars amendment on water retention of silty loam and loamy soils. *Agricultural Water Management* 208, pp 232-244
- Hale S.E., Lehmann J., Rutherford D., Zimmerman A.R., Bachmann R.T., Shitumbanuma V., O'Toole A., Sundqvist K.L., Arp H.P.H., Cornelissen G., 2012. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environ. Sci. Technol.* 46, 2830–2838. <https://doi.org/10.1021/es203984k>.
- Hale, S.E., Jensen, J., Jakob, L., Oleszczuk, P., Hartnik, T., Henriksen, T., Okkenhaug, G., Martinsen, V., Cornelissen, G., 2013. Short-term effect of the soil amendments activated carbon, biochar, and ferric oxyhydroxide on bacteria and invertebrates. *Environ. Sci. Technol.* 47, 8674–8683. <https://doi.org/10.1021/es400917g>
- Han, Y., Douds, J. David D., Boateng, A.A., 2016. Effect of biochar soil-amendments on *Allium porrum* growth and arbuscular mycorrhizal fungus colonization. *J. Plant Nutr.* (accessed July 10, 2019) <https://www-1tandfonline-1com-100087dvv04a6>. han.bg.umcs.edu.pl/doi/abs/10.1080/01904167.2015.1089903.

- He, J., Strezov, V., Kan, T., Weldekidan, H., Asumadu-Sarkodie, S., Kumar, R., 2019. Effect of temperature on heavy metal(loid) deportment during pyrolysis of *Avicennia marina* biomass obtained from phytoremediation. *Bioresour. Technol.* 278, 214–222. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.101>.
- Hilber I., Mayer P., Gouliarmou V., Hale S.E., Cornelissen G., Schmidt H.-P., Bucheli T.D., 2017a. Bioavailability and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons from (post-pyrolytically treated) biochars. *Chemosphere* 174, 700–707. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.014>.
- Houben D., Evrard L., Sonnet P., 2013. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.) *Biomass Bioenergy* 57:196–204
- IBI (International Biochar Initiative), 2015. Standardized product definition and production testing guidelines for biochar that is used in soil. Version 2.1, 23rd November 2015, IBI-STD-2.1, 61 p
- Ibrahim A., Horton R., 2021. Biochar and compost amendment impacts on soil water and pore size distribution of a loamy sand soil. *Soil Science Society of America Journal*, 16 p
- Initiative 4pour1000, 2015. <https://4p1000.org/>
- IPCC, 2022a. Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Full report, 2024 p
- IPCC, 2022b. Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for policymakers, 51 p
- Ippolito J.A, Cui L., Kammann C., Wrage-Monnig N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizabal T., Cayuela M.L., Sigua G., Novak J., Spokas K., Borchard N., 2020. Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. *Biochar* 2:421-438
- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., van Groenigen, J.W., Hungate, B.A., Verheijen, F., 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environ. Res. Lett.* 12 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa67bd>.
- Jenkins J.R., Viger M., Arnold E.C., Harris Z.M., Ventura M., Miglietta F., 2017. Biochar Alters the Soil Microbiome and Soil Function: Results of Next-Generation Amplicon Sequencing across Europe. *GCB Bioenergy* 9, 591–612.
- Jia, G., E. Shevliakova, P. Artaxo, N. De Noblet-Ducoudré, R. Houghton, J. House, K. Kitajima, C. Lennard, A. Popp, A. Sirin, R. Sukumar, L. Verchot, 2019: Land–climate interactions. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.004>
- Jin, J.W., Li, Y.A., Zhang, J.Y., Wu, S.C., Cao, Y.C., Liang, P., Zhang, J., Wong, M.H., Wang, M.Y., Shan, S.D., Christie, P., 2016. Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge. *J. Hazard. Mater.* 320, 417–426.
- Jones, D.L., Edwards-Jones, G., Murphy, D.V., 2011. Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and leaching in soil. *Soil Biol. Biochem.* 43, 804–813.
- Kavitha, B., Reddy, P.V.L., Kim, B., Lee, S.S., Pandey, S.K., Kim, K.-H., 2018. Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils: a review. *J. Environ. Manage.* 227, 146–154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.082>.

- Khorrarn, M.S., Lin, D., Zhang, Q., Zheng, Y., Fang, H., Yu, Y., 2017. Effects of aging process on adsorption-desorption and bioavailability of fomesafen in an agricultural soil amended with rice hull biochar. *J. Environ. Sci.* 56, 180–191.
- Kim, J.H., Ok, Y.S., Choi, G.-H., Park, B.-J., 2015b. Residual perfluorochemicals in the biochar from sewage sludge. *Chemosphere* 134, 435–437. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.012>.
- Kong, L.L., Liu, W.T., Zhou, Q.X., 2014. Biochar: an effective amendment for remediating contaminated soil. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 228, 83–99.
- Kuśmierczak, M., Oleszczuk, P., Kraska, P., Patys, E., Andruszczak, S., 2016. Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in biochar-amended soil. *Chemosphere* 146, 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.010>.
- la Rosa, J.M.D., Paneque, M., Hilber, I., Blum, F., Knicker, H.E., Bucheli, T.D., 2016. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar and biochar-amended agricultural soil from Southern Spain. *J. Soils Sediments* 16, 557–565. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1250-z>.
- Lange S.F., Allaire S.E., Charles A., Auclair, I., Bajzak C.E., 2018. Propriétés physicochimiques de 43 biochars. CRMR-2018-SA1. Centre de Recherche sur les Matériaux Renouvelables, Université Laval et GECA Environnement, Québec, Qc, Canada, 60 p. DOI : 10.13140/RG.2.2.25450.41924
- Lashermes G., Nicolardot B., Parnaudeau V., Thuriès L., Chaussod R., Guillotin M.L., Linères M., Mary B., Metzger L., Morvan T., Tricaud A., Vilette C., Houot S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource technology* 101:157-164
- Lataf A., Jozefczak M., Vandecasteele B., Viaene J., Schreurs S., Carleer R., Yperman J., Marchal W., Cuyers A., Vandamme D., 2022. The effect of pyrolysis temperature and feedstock on biochar agronomic properties. *Journal of analytical and applied pyrolysis* 168-105728
- Lebrun M, Alidou Arzika I, Miard F, et al. 2017. Effect of fertilization of a biochar and compost amended technosol: Consequence on *Ailanthus altissima* growth and As- and Pb-specific root sorption. *Soil Use Manage.* 2020;36:766–772. <https://doi.org/10.1111/sum.12646>
- Lebrun M, Miard F, Nandillon R, Hattab-Hambli N, Scippa G S, Bourgerie S, Morabito D, 2018. Eco-restoration of a mine technosol according to biochar particle size and dose application: study of soil physico-chemical properties and phytostabilization capacities of *Salix viminalis*. *Journal of soils and sediments* 18:2188-2202. DOI 10.1007/s11368-017-1763-8
- Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D, 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil Biology Biochem* 43:1812–1836
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B. P., Sohi, S.P., & Zimmerman, A. R., 2015. Persistence of biochar in soil. In Schmidt H-P, Anca-Couce A, Hagemann N, Werner C, Gerten D, Lucht W, Kammann C (2019) Pyrogenic carbon capture & storage (PyCCS). *GCB Bioenergy* 11:573–591
- Lehmann, J., Cowie, A., Masiello, C. A., Kammann, C., Woolf, D., Amonette, J. E., Cayuela, M. L., Camps-Arbestain, M., and Whitman, T. (2021). Biochar in climate change mitigation. *Nature Geoscience*, 14(12):883–892.
- Lehmann, J., Cowie, A., Masiello, C. A., Kammann, C., Woolf, D., Amonette, J. E., Cayuela, M. L., Camps-Arbestain, M., and Whitman, T. (2021). Biochar in climate change mitigation. *Nature Geoscience*, 14(12):883–892.
- Lehmann, J., Stephen, J., 2009. Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan. In Godlewska, P., Ok, Y. S., and Oleszczuk, P. (2021). The Dark Side of Black Gold: Ecotoxicological Aspects of Biochar and Biochar-Amended Soils. *J. Hazard.Mater.* 403, 123833. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.123833

- Li, D., Hockaday, W.C., Masiello, C.A., Alvarez, P.J.J., 2011. Earthworm avoidance of biochar can be mitigated by wetting. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1732–1737. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.019>.
- Li, H., Dong, X., da Silva, E.B., de Oliveira, L.M., Chen, Y., Ma, L.Q., 2017. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. *Chemosphere* 178, 466–478.
- Liao, S., Pan, B., Li, H., Zhang, D., Xing, B., 2014. Detecting free radicals in biochars and determining their ability to inhibit the germination and growth of corn, wheat and rice seedlings. *Environ. Sci. Technol.* 48, 8581–8587. <https://doi.org/10.1021/es404250a>.
- Liu YX, Lonappan L, Brar SK, Yang SM, 2018. Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: A review. *Science of the Total Environment*, 645:60-70.
- Liu, Y., Yao, S., Wang, Y., Lu, H., Brar, S.K., Yang, S., 2017. Bio- and hydrochars from rice straw and pig manure: inter-comparison. *Bioresour. Technol.* 235, 332–337.
- Loganathan VA, Feng YC, Sheng GD, Clement TP., 2009. Crop-Residue-Derived Char Influences Sorption, Desorption and Bioavailability of Atrazine in Soils. *Soil Sci Soc Am J*, 73(3):967-974.
- Lu K P, Yang X, Gielen G, Bolan N, Ok Y S, Niazi N K, Xu S, Yuan G D, Chen X, Zhang X K, Liu D, Song Z L, Liu X Y, Wang H L., 2017. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution
- Luo, F., Song, J., Xia, W., Dong, M., Chen, M., Soudek, P., 2014. Characterization of contaminants and evaluation of the suitability for land application of maize and sludge biochars. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 8707–8717. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2797-8>.
- Lyu H., He Y., Tang J., Hecker M., Liu Q., Jones P.D., Codling G., Giesy J.P., 2016. Effect of pyrolysis temperature on potential toxicity of biochar if applied to the environment. *Environ. Pollut.* 218, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.014>.
- Lyu, H., He, Y., Tang, J., Hecker, M., Liu, Q., Jones, P.D., Codling, G., Giesy, J.P., 2016. Effect of pyrolysis temperature on potential toxicity of biochar if applied to the environment. *Environ. Pollut.* 218, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.014>.
- Maestrini, B., et al., 2014. Carbon losses from pyrolysed and original wood in a forest soil under natural and increased N deposition. *Biogeosciences* 11, 5199–5213.
- Maienza, A., Baronti, S., Cincinelli, A., Martellini, T., Grisolia, A., Miglietta, F., Renella, G., Stazi, S.R., Vaccari, F.P., Genesio, L., 2017. Biochar improves the fertility of a Mediterranean vineyard without toxic impact on the microbial community. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 47. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0458-2>.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., Goodale, C., 2010. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Glob. Chang. Biol.* 16, 1366–1379.
- Masiello C.A., 2004. New directions in black carbon organic geochemistry. *Mar. Chem.* 92:201–213. [doi:10.1016/j.marchem.2004.06.043](https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.06.043)
- Matustik J., Hnatkova T., Koci V., 2020. Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. *Journal of cleaner production* 259-120998
- Mierzwa-Hersztek, M., Gondek, K., Baran, A., 2016. Effect of poultry litter biochar on soil enzymatic activity, ecotoxicity and plant growth. *Appl. Soil Ecol.* 105, 144–150. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.04.006>.
- Nag SK, Kookana R, Smith L, Krull E, Macdonald LM, Gill G., 2011. Poor efficacy of herbicides in biochar-amended soils as affected by their chemistry and mode of action. *Chemosphere.*; 84(11):1572–7. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.052> PMID: 21696801
- Niaz A., Spokas K.A., Gamiz B., Mulla D, Arshad K.R., Hussain S., 2023. 2-Methyl-4-chlorophenoxyacetic acid (MCPA) sorption and desorption as a function of biochar properties and pyrolysis temperature. *PLOS ONE* 18(9):e0291398

- Novotny E.H., Hayes M.H.B., Madari B.E., Bonagamba T.J., deAzevedo E.R., de Souza A.A., Dong G., Nogueira C.M., Mangrich A., 2009. Lessons from Terra preta de índios of the Amazon region for the utilization of charcoal for soil amendment. *Journal of Brazilian Chemistry Society*, Vol 20, no 6, pp 1003-1010
- Obia A, Borresen T, Martinsen V, Cornelissen G, Mulder J, 2016. Vertical and lateral transport of biochar in light-textured tropical soils. *Soil & Tillage Research*, 165:34-40.
- Odinga E.S., Waigi M.G., Gudda F.O., Wang J., Yang B., Hu X.J., Li S.Y., Gao Y.Z., 2020. Occurrence, formation, environmental fate and risks of environmentally persistent free radicals in biochars. *Environment International*, 134: 105172
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1984. Earthworm Acute Toxicity Tests. OECD Guideline for testing of Chemicals, Test no. 207. OECD, Paris, France
- of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. *J Environ Manag.* **186**: 285–292.
- Oldfield T.L., Sikirica N., Mondini C., Lopez G., Kuikman P.J., Holden N.M., 2018. Biochar, compost and biochar-compost blend as options to recover nutrients and sequester carbon. *J. Environ. Manag.* 218, 465e476
- Oleszczuk, P., Jońsko, I., Kuśmierz, M., 2013. Biochar properties regarding to contaminants content and ecotoxicological assessment. *J. Hazard. Mater.* 260, 375–382. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.05.044>.
- Olsson, L., H. Barbosa, S. Bhadwal, A. Cowie, K. Delusca, D. Flores-Renteria, K. Hermans, E. Jobbagy, W. Kurz, D. Li, D.J. Sonwa, L. Stringer, 2019: Land Degradation. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.006>
- Palansooriya, K.N., Wong, J.T.F., Hashimoto, Y., Huang, L., Rinklebe, J., Chang, S.X., Bolan, N., Wang, H., Ok, Y.S., 2019. Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. *Biochar.* 1, 3–22. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2>.
- Ren XH, Wang F, Cao FM, Guo JK, Sun HW, 2018. Desorption of atrazine in biochar-amended soils: Effects of root exudates and the aging interactions between biochar and soil. *Chemosphere*, 212:687-693.
- Rodrigues L., Budai A., Elsgaard L., Hardy B., Keel S.G., Mondini C., Plaza C., Leifeld j., 2023. The importance of biochar quality and pyrolysis yield for soil carbon sequestration in practice. *European Journal of Soil Science*. Vol 74 e13396
- Rombol`a, A.G., Fabbri, D., Baronti, S., Vaccari, F.P., Genesio, L., Miglietta, F., 2019. Changes in the pattern of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil treated with biochar from a multiyear field experiment. *Chemosphere* 219, 662–670. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.178>.
- Rondon, M. A., Lehmann, J., Ramírez, J., and Hurtado, M., 2007. Biological Nitrogen Fixation by Common Beans (*Phaseolus vulgaris* L.) Increases with Bio-Char Additions. *Biol. Fertil. Soils* 43, 699–708.
- Ruan, X., Sun, Y., Du, W., Tang, Y., Liu, Q., Zhang, Z., Doherty, W., Frost, R.L., Qian, G., Tsang, D.C.W., 2019. Formation, characteristics, and applications of environmentally persistent free radicals in biochars: a review. *Bioresour. Technol.* 281, 457–468. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.105>.
- Schimmelpfennig S, Glaser B, 2012. One step forward toward characterization: some important material properties to distinguish biochars. *J Environ Qual* 41:1001–1013
- Schmidt, Hans-Peter & Kammann, Claudia & Hagemann, Nikolas & Leifeld, Jens & Bucheli, Thomas & Sánchez-Monedero, Miguel & Cayuela, Maria Luz. (2021). Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*. 13. n/a-n/a. 10.1111/gcbb.12889.

- Spokas K.A., Baker J.M., Reicosky D.C., 2010. Ethylene: Potential Key for Biochar Amendment Impacts. *Plant Soil* 333, 443–452. doi:10.1007/s11104-010-0359-5
- Spokas K.A., Cantrell K.B., Novak J.M., Archer D.W., Ippolito J.A., Collins H.P., Boateng A.A., Lima I.M., Lamb M.C., McAloon A.J., Lentz R.D., Nichols K.A., 2012. Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of environmental quality* 41, special section: environmental benefits of biochar 2012, 17p
- Spokas K.A., Novak J.M., Stewart C.E., Cantrell K.B., Uchimiya M., DuSaire M.G., Ro K.S., 2011. Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere* 85, 869–882. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.108>.
- Spokas KA, 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1, 289–303.
- Stefaniuk, M., Oleszczuk, P., Bartmiński, P., 2016. Chemical and ecotoxicological evaluation of biochar produced from residues of biogas production. *J. Hazard. Mater.* 318, 417–424. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.06.013>.
- Strubelj L., 2022. Waste, fertilising products, or something else? EU regulation of biochar. *Journal of environmental law*, 34, 529-540
- Sylvain Pellerin et Laure Bamière (pilotes scientifiques), Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, Rémi Cardinael, Lauric Cécillon, Eric Ceschia, Claire Chenu, Julie Constantin, Joël Darroussin, Philippe Delacote, Nathalie Delame, François Gastal, Daniel Gilbert, Anne-Isabelle Graux, Bertrand Guenet, Sabine Houot, Katja Klumpp, Elodie Letort, Isabelle Litrico, Manuel Martin, Safya Menasseri, Delphine Mézière, Thierry Morvan, Claire Mosnier, Jean Roger-Estrade, Laurent Saint-André, Jorge Sierra, Olivier Théron, Valérie Viaud, Régis Grateau, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère, 2020. *Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?* Rapport scientifique de l'étude, INRA (France), 540 p.
- Visioli G., Conti F.D., Menta C., Bandiera M., Malcevski A., Jones D.L., Vamerali T., 2016. Assessing biochar ecotoxicology for soil amendment by root phytotoxicity bioassays. *Environ. Monit. Assess.* 188, 166. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5173-y>.
- Visioli, G., Conti, F.D., Menta, C., Bandiera, M., Malcevski, A., Jones, D.L., Vamerali, T., 2016. Assessing biochar ecotoxicology for soil amendment by root phytotoxicity bioassays. *Environ. Monit. Assess.* 188, 166. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5173-y>.
- Wang, J., Xiong, Z., and Kuzyakov, Y., 2016. Biochar Stability in Soil: Metaanalysis of Decomposition and Priming Effects. *GCB Bioenergy* 8, 512–523. doi:10.1111/gcbb.12266
- Wardle, D.A., Nilsson, M.C., Zackrisson, O., 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320, 629.
- Warnock D.D., Mummey D.L., McBride B., Major J., Lehmann J., Rillig M.C., 2010. Influences of Non-herbaceous Biochar on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Abundances in Roots and Soils: Results from Growth-Chamber and Field Experiments. *Appl. Soil Ecol.* 46, 450–456. doi:10.1016/j.apsoil.2010.09.002
- Weill A., Duval J., 2009. Module 7, Amendements et fertilisation – Chapitre 12, Les amendements organiques : fumiers et composts. *Guide de gestion globale de la ferme maraîchère biologique et diversifié*. 19 p
- Weldon, S., Rasse, D. P., Budai, A., Tomic, O., and Dörsch, P., 2019. The Effect of a Biochar Temperature Series on Denitrification: Which Biochar Properties Matter? *Soil Biol. Biochem.* 135, 173–183. doi:10.1016/j.soilbio.2019.04.018
- Werner C, Schmidt H-P, Gerten D, Lucht W, Kammann C, 2018. Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5°C. *Environ Res Lett* 13:044036

Wiki Aurea, 2023. <https://wiki.aurea.eu>. Page consultée le 8 août 2023.

- Woolf D, Lehmann J, Cowie A, Cayuela ML, Whitman T, Sohi S., 2018. Biochar for climate change mitigation. In: Lal R, Stewart BA (eds) Navigating from science to evidence-based policy. Advances in Soil Science, Soils and Climate. CRC Press. ISBN 9781498783651.
- WRB, 2022. World reference base for soil resources 2022. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. FAO, 234 p
- Xiao Z., Rasmann S., Yue L., Lian F., Zou H., Wang Z., 2019. The Effect of Biochar Amendment on N-Cycling Genes in Soils: A Meta-Analysis. *Sci. Total Environ.* 696, 133984. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.133984
- Yang Y., Meehan B., Shah K., Surapaneni A., Hughes J., Fouch ´e, L., Paz-Ferreiro, J., 2018. Physicochemical properties of biochars produced from biosolids in victoria, Australia. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071459>.
- Yi, S., Witt, B., Chiu, P., Guo, M., and Imhoff, P., 2015. The Origin and Reversible Nature of Poultry Litter Biochar Hydrophobicity. *J. Environ. Qual.* 44, 963–971. doi:10.2134/jeq2014.09.0385
- Zhang, Q., Saleem, M., Wang, C., 2019b. Effects of biochar on the earthworm (*Eisenia foetida*) in soil contaminated with and/or without pesticide mesotrione. *Sci. Total Environ.* 671, 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.364>.
- Zhang, X., Sarmah, A.K., Bolan, N.S., He, L., Lin, X., Che, L., Tang, C., Wang, H., 2016. Effect of aging process on adsorption of diethyl phthalate in soils amended with bamboo biochar. *Chemosphere* 142, 28–34.
- Zhang, Y., Yang, R., Si, X., Duan, X., Quan, X., 2019a. The adverse effect of biochar to aquatic algae- the role of free radicals. *Environ. Pollut.* 248, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.055>.
- Zielinska A., Oleszczuk P., 2016. Effect of pyrolysis temperatures on freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in sewage sludge-derived biochars. *Chemosphere* 153, 68–74. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.118>.