

Le charbon de bois, en tant que produit de base mondial, est-il durable ?

Contexte

Les notes prospectives (Foresight Briefs) sont publiées par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) afin de mettre en lumière un point chaud du changement environnemental, de présenter un sujet scientifique émergent ou de discuter d'une question environnementale actuelle. Le public peut ainsi découvrir ce qui se passe dans son environnement en mutation et les conséquences de ses choix quotidiens. Elles permettent aussi de réfléchir aux orientations futures des politiques. Le numéro 30 de la série examine l'impact environnemental de l'utilisation croissante du charbon de bois comme source d'énergie et dans les applications métallurgiques.

Résumé

Généralement produit à partir d'arbres, le charbon de bois est perçu comme une ressource renouvelable et est utilisé aussi bien dans les pays à revenu faible et intermédiaire que dans les pays à revenu élevé. Il existe toutefois une différence entre le charbon de bois « renouvelable », qui provient principalement de forêts plantées, et le charbon de bois « non renouvelable », qui provient de forêts naturelles. Même le charbon de bois dit « renouvelable » a un effet préjudiciable sur l'environnement, du fait du recours à la monoculture, qui compromet la biodiversité. Des matières premières de substitution, telles que les déchets agricoles et autres déchets organiques (sciure de bois, coquilles de noix, paille de blé, etc.), devraient donc être utilisées plus largement pour produire du charbon.



Crédit photo : Shutterstock.com/deryabinka

Introduction

Des décennies d'innovation ont modifié le paysage énergétique mondial en augmentant l'offre et la consommation d'énergies de substitution modernes, comme l'énergie solaire et éolienne (Jaganmohan, 2021 ; Agence des États-Unis pour le développement international [USAID], 2019). Au cours des 10 dernières années, les énergies renouvelables ont progressé pour atténuer la pollution et réduire les émissions de dioxyde de carbone (CO₂), dans le but de contrer les effets connus des changements climatiques (Agence internationale pour les énergies renouvelables [IRENA], 2021). Cependant, la consommation de charbon de bois a persisté dans le monde entier et, dans certains pays, elle domine les différentes formes d'énergie, concurrençant agressivement l'électricité et le gaz, même lorsque ces options énergétiques sont facilement disponibles (Nabukalu et Gieré, 2019). Par conséquent, la production mondiale de charbon de bois a fortement augmenté, passant de 36 millions de tonnes (Mt) en 1995 à 54 Mt en 2019 (figure 1).

Le charbon de bois est généralement fabriqué à partir d'arbres et est obtenu par un processus appelé pyrolyse, au cours duquel les bûches sont chauffées dans des conditions de faible teneur en oxygène pour éliminer l'humidité et les composants volatils. Alors que l'Afrique, en tant que continent, représente près de 60% de la production annuelle moyenne de charbon de bois dans le monde (figure 1), le Brésil génère les quantités absolues les plus élevées (6,5 Mt/an) de tous les pays (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture [FAO], 2021). Largement employé comme produit énergétique pour cuisiner et fumer (par exemple, sur les narguilés, les chichas et les pipes à eau similaires), le charbon de bois est une importante source d'énergie domestique pour les pays à revenu faible et intermédiaire et est aussi abondamment utilisé, et souvent recommandé, pour l'industrie lourde, par exemple le traitement métallurgique (Feliciano-Brzual, 2014 ; Nogueira, Coelho et Uhlig, 2009 ; Savinov et al., 2011).

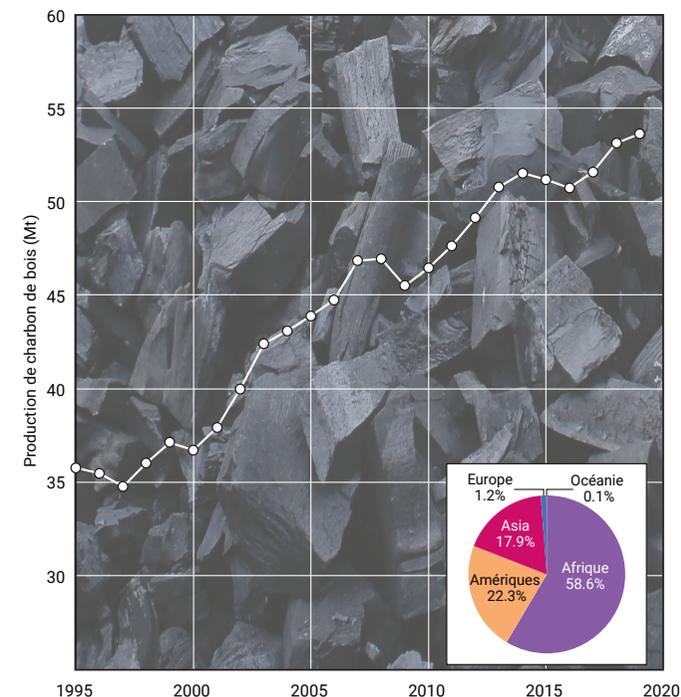
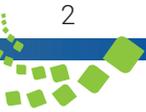
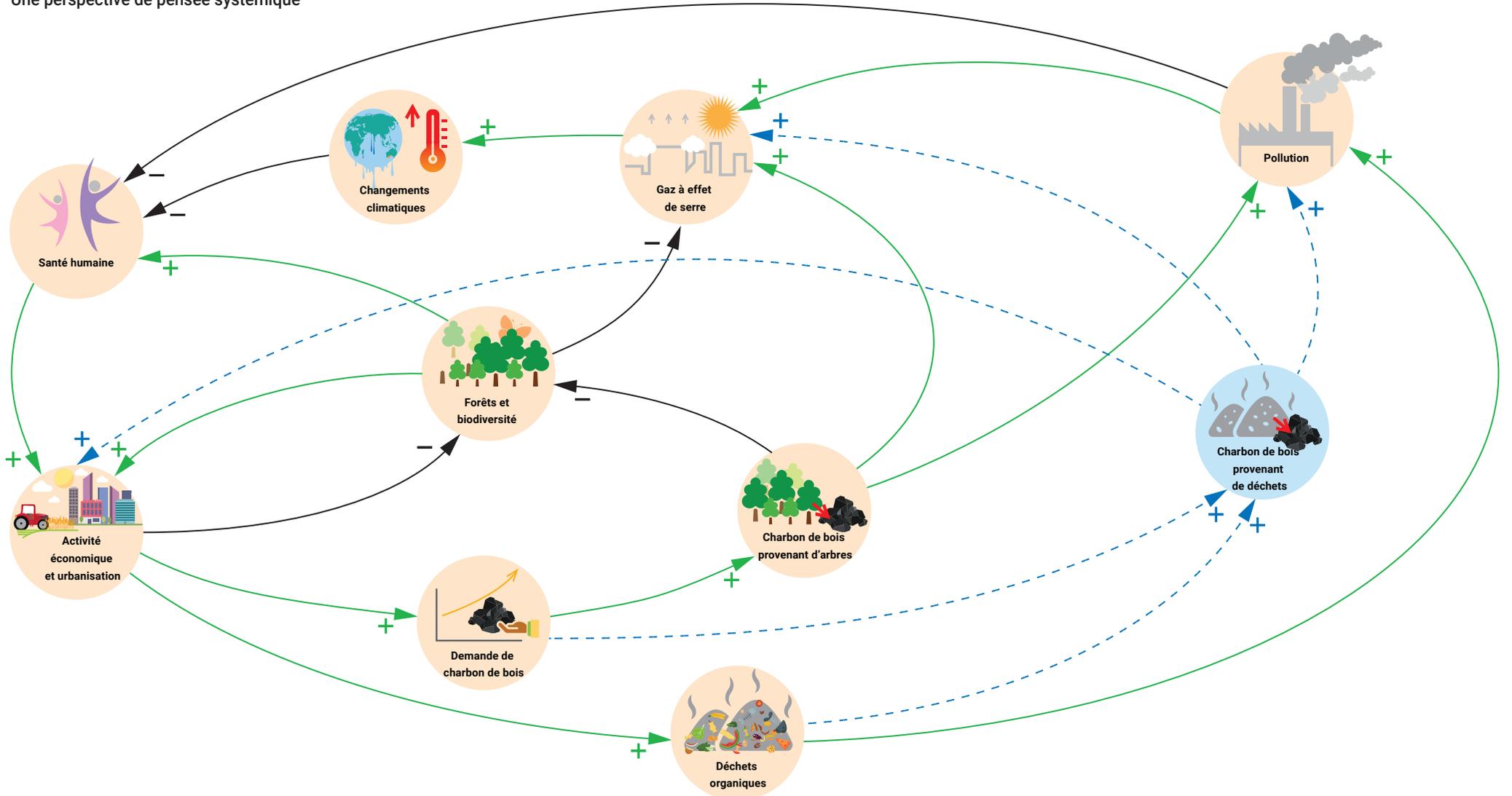


Figure 1: Production mondiale de charbon de bois en millions de tonnes (Mt) de 1995 à 2019. Le diagramme circulaire indique la part de chaque région dans la production annuelle moyenne (exprimée en pourcentage pour la période 1995–2019). Données de la FAO (2021).
Crédit photo : Catherine Nabukalu

Pour réduire les effets délétères de la production de charbon de bois sur les régions forestières et semi-arides, y compris l'extinction potentielle d'espèces d'arbres, comme *Acacia bussei* en Somalie (PNUE, 2018), des matières premières de substitution, par exemple les vastes quantités de déchets organiques mondiaux (Kaza et al., 2018), doivent être utilisées de plus en plus, y compris pour la fabrication de charbon, ce qui peut être encouragé par des politiques efficaces.



Une perspective de pensée systémique



Boucles causales dominantes dans la demande de charbon de bois et sources d'énergie de substitution à envisager. L'activité économique et l'urbanisation alimentent la demande, qui à son tour alimente la production de charbon de bois provenant d'arbres. Le charbon de bois produit à partir d'arbres appauvrit les forêts et la biodiversité et accroît la pollution et les émissions de gaz à effet de serre (GES), ce qui amplifie les changements climatiques et a des effets préjudiciables sur la santé humaine. **Des politiques encourageant la production de charbon à partir de déchets organiques réduirait la pollution et les émissions de GES dues à l'utilisation des méthodes traditionnelles et sont donc plus bénéfiques à la fois pour l'environnement et pour la santé humaine.** Procéder ainsi conduirait à son tour à une production plus durable. Le signe « + » indique que l'influence s'exerce dans le même sens, le signe « - » qu'elle s'exerce dans le sens contraire. Une ligne pointillée indique la place potentielle des politiques de production de charbon à partir de déchets.

Pourquoi cette question est-elle importante ?

Même si l'existence d'un lien direct entre la production de charbon de bois et la déforestation (Zorrilla-Miras *et al.*, 2018) a été contestée dans la littérature (Chidumayo et Gumbo, 2013 ; Tarter *et al.*, 2018), il existe clairement une association secondaire entre les deux, car le matériau est produit à partir d'arbres abattus dans des zones défrichées pour des changements d'affectation des terres (**figure 2**), comme l'agriculture et l'urbanisation.



Figure 2: Production de charbon de bois sur des terres défrichées aux fins de la plantation d'Eucalyptus à Kyegaliro, dans le district de Mityana (région Centre de l'Ouganda) (octobre 2021)..
Crédit photo : Catherine Nabukalu

Les principaux producteurs de charbon de bois tropical, tels que le Brésil, la République démocratique du Congo et le Nigéria (**figure 3**), ont subi des pertes importantes en biodiversité et en couvert forestier (Okoth, 2022 ; Banque mondiale, 2017a). Au Brésil et en Australie, la demande d'Eucalyptus pour fabriquer le charbon de bois utilisé dans les installations de production de fonte brute renforce les monocultures à grande échelle (Norgate *et al.*, 2012 ; Scarpinella *et al.*, 2011), compromettant ainsi la biodiversité (Banque mondiale, 2017b). De fait, rien qu'au Brésil, plus de 521 espèces végétales indigènes ont été recensées comme étant menacées (Banque mondiale, 2017a). En outre, certains des 10 plus grands producteurs (**figure 3**) et exportateurs (**figure 4**) de charbon de bois, dont l'Égypte, la Somalie, la Namibie et l'Éthiopie, sont considérablement moins boisés que leurs homologues tropicaux (**figure 5**). Ces quatre pays sont également situés dans des régions semi-arides à arides, où les dommages causés aux

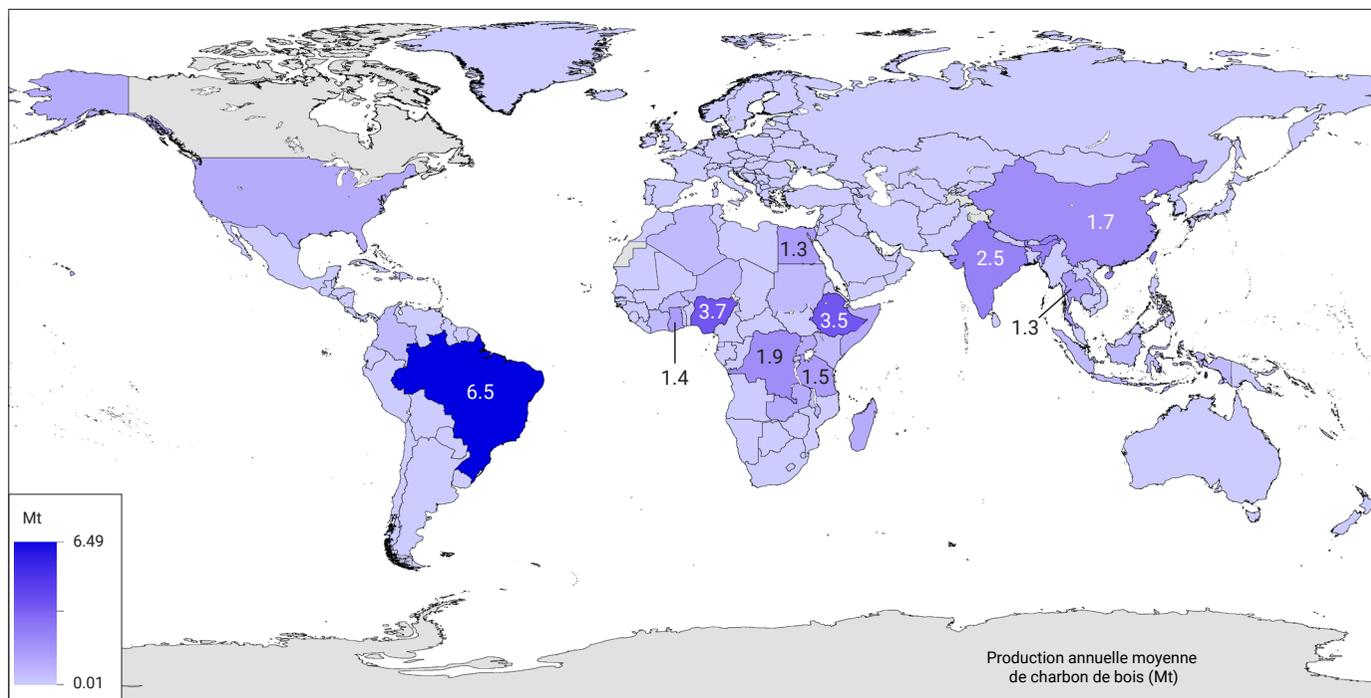


Figure 3: Production annuelle moyenne de charbon de bois (1995–2019) en millions de tonnes (Mt). Dix premiers pays producteurs surlignés, avec indication de leur production annuelle moyenne en Mt. Les zones grises indiquent l'absence de données. *Données de la FAO (2021)*



Figure 4: Dix premiers pays exportateurs de charbon de bois, en milliers de tonnes (kt). Les données représentent les moyennes annuelles pour la période 1995–2019. *Données de la FAO (2021)*.
Crédit photo : Catherine Nabukalu

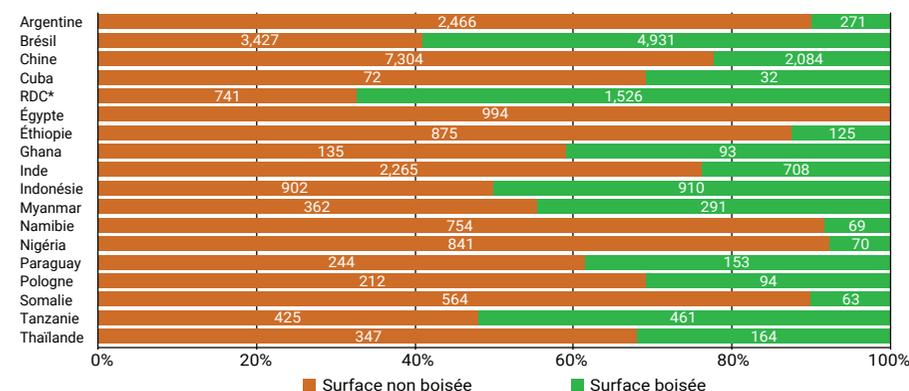
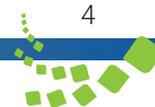


Figure 5: Proportion de surfaces boisées par rapport aux surfaces non boisées dans les 10 premiers pays producteurs et exportateurs de charbon de bois. La superficie totale de chaque pays correspond à la somme de ses surfaces boisées et non boisées. Toutes ces superficies ont été ajustées à 100 % et toutes les valeurs indiquées en blanc sur chaque barre représentent des surfaces exprimées en milliers de kilomètres carrés (km²). La surface boisée en Égypte (1 000 km²) est trop faible pour être indiquée sur cette figure. *Toutes les données proviennent de la Banque mondiale (2017a)*.

* République démocratique du Congo



écosystèmes sont tout aussi graves, sinon plus graves, que dans les tropiques en raison de leur végétation peu abondante, comme en témoignent par exemple les espèces ligneuses menacées, telles que *Acacia bussei* en Somalie (Nabukalu et Gieré, 2019 ; PNUE, 2018), les pertes de sols fertiles ou de terres arables, et la désertification qui y sont rencontrées. Pour réduire les impacts environnementaux délétères sur ces régions productrices et exportatrices de premier plan, il est essentiel de promouvoir l'utilisation de matières premières de substitution largement disponibles (par exemple, les déchets agricoles et la sciure de bois) pour satisfaire la demande mondiale continue (Suroño, 2019).

La consommation de charbon de bois est souvent associée à la pauvreté (par exemple, Adusah-Poku et Takeuchi, 2019 ; Houde et al., 2011 ; Schunder et Bagchi-Sen, 2019) et à l'absence d'accès aux énergies de substitution modernes (Banque mondiale, 2018), et donc à la notion putative de « pauvreté énergétique » (GonzálezEguino, 2015) ; dans les pays à revenu faible et intermédiaire, la pauvreté énergétique a de considérables incidences sur la vie des femmes et des filles pauvres qui, en raison de leurs rôles sexosociaux, passent le plus de temps près de ces combustibles polluants, ce qui finit par avoir des effets nocifs sur leur santé et celle des jeunes enfants. Cependant, des quantités substantielles de charbon de bois sont encore importées par des pays dont la sécurité énergétique est assurée, notamment l'Allemagne, la France, le Royaume-Uni, le Japon et les États-Unis (FAO, 2021), qui disposent de divers portefeuilles d'énergies de substitution plus récentes et plus propres (Global Energy Institute, 2020). Malgré l'accélération des investissements dans les ressources énergétiques modernes en Afrique subsaharienne (USAID, 2019), la consommation de charbon de bois devrait rester importante dans les années 2030 (Banque mondiale, 2018 ; Schunder et Bagchi-Sen, 2019). Ces tendances entretiennent ainsi une chaîne d'approvisionnement internationale complexe pour le commerce du charbon de bois, essentiellement informel (WWF, 2018).

En effet, le secteur du charbon de bois permet à certaines personnes de sortir de l'extrême pauvreté et procure des avantages socioéconomiques, notamment des emplois et des recettes publiques (Mabele, 2020 ; Sander, Gros et Peter, 2013 ; Tarter et al., 2018 ; Marsoem, Sulisty et Irawati, 2004). Le volume annuel du commerce international de charbon de bois est extrêmement difficile à évaluer, les estimations allant de 1,2 million de dollars (FAO, 2021) à 1,42 milliard de dollars (Observatory of Economic Complexity [OEC], 2020), ce qui montre clairement l'incohérence

des données actuellement disponibles dans ce domaine. La valeur inférieure est incontestablement trop faible, car même certains pays, comme la Somalie, l'Indonésie et Haïti, maintiennent des exportations de plusieurs millions de dollars (Tarter et al., 2018 ; PNUE, 2018 ; Marsoem, Sulisty et Irawati, 2004). La valeur supérieure ne tient pas compte des réexportations, c'est-à-dire des cas où le pays exportateur n'est pas le producteur initial (voir également WWF, 2018).

Le charbon de bois perçu comme une source d'énergie renouvelable

Le charbon de bois est généralement classé comme une source d'énergie renouvelable, et il existe pour cette raison des propositions visant à libéraliser le commerce international des énergies renouvelables, à l'inclusion du charbon de bois (Steenblik, 2005), qui est négocié comme une marchandise licite sur le marché mondial. Dans les applications métallurgiques, il a été démontré que le charbon de bois dégage moins de CO₂ et de composés sulfurés que ne le font les combustibles fossiles tels que le coke (Feliciano-Bruzual, 2014 ; Moroi et al., 2001 ; Sommerfeld et Friedrich, 2021).

Lorsque les crédits d'émission de carbone et les taxes sur le carbone sont pris en compte, par exemple à l'aide d'analyses du cycle de vie (ACV), le charbon de bois est considéré comme une solution de remplacement plus économique pour l'industrie lourde (Feliciano-Bruzual, 2014 ; Norgate et Jahanshahi, 2011 ; Norgate et Langberg, 2009 ; Scarpinella et al., 2011), et il existe donc des perspectives importantes de remplacement partiel ou total des combustibles fossiles par celui-ci (Feliciano-Bruzual, 2014 ; Norgate et Jahanshahi, 2011).

La production de fonte brute à partir de minerai de fer, par exemple, a renforcé la position du Brésil en tant que premier producteur mondial de charbon de bois (FAO, 2021), 80 % de sa production étant destinée aux processus industriels (Scarpinella et al., 2011). La consommation de charbon de bois dans la métallurgie a fait un bond, bien que sa production soit encore très rudimentaire, les normes de fabrication étant arbitraires (Norgate et al., 2012) et les rendements des fours pouvant ne pas dépasser 15-26 % (Namaalwa, Hofstad et Sankhayan, 2009 ; Marsoem, Sulisty et Irawati, 2004). À titre de comparaison, un rendement de 32 % peut être obtenu en utilisant des fours à cornue, qui causent une pollution atmosphérique réduite, mais dont les rendements restent bas (Ankona et al., 2022).

Quelles sont les principales constatations ?

Nomadisme et production de charbon de bois

La plupart des espèces ligneuses peuvent être utilisées pour produire du charbon de bois (Katende, Birnie et Tengnaes, 2000), et l'abattage d'arbres à cette fin peut être sans discernement dans certaines régions, notamment en Ouganda (Nabukalu et Gieré, 2019). Cependant, un faible taux de végétation (Namaalwa, Hofstad et Sankhayan, 2009 ; Servir Global, 2018) pousse les producteurs à se déplacer vers les forêts, à produire du charbon de bois et à migrer de nouveau à la recherche de nouveaux arbres (Nabukalu et Gieré, 2019 ; Marsoem, Sulisty et Irawati, 2004). Les coûts élevés du transport du bois vers un seul point de production et le fardeau qu'il représente font que le nomadisme est viable pour les charbonniers de certaines régions. En Ouganda, par exemple, le charbon de bois est produit dans des charbonnières (**figures 2 et 6**) à l'endroit même où les arbres sont abattus, ce qui élimine les investissements dans le transport des matières premières et les fours fixes. En Somalie et en Ouganda, la production de charbon de bois se déroule souvent sur des terres communales et privées parallèlement à d'autres activités socioéconomiques telles que le pâturage et l'agriculture. En Ouganda, certains propriétaires fonciers la pratiquent sur leurs terres, tandis que d'autres, lorsqu'ils changent de type d'utilisation des terres (**figure 2**), fournissent du bois de rebut aux producteurs nomades avec l'autorisation d'en faire du charbon (Nabukalu et Gieré, 2019). Les producteurs nomades installent des tentes de fortune près des meules de charbonnage dans des forêts claires (**figures 2 et 7**) pour surveiller



Figure 6 : Un producteur fabrique par pyrolyse du charbon de bois avec des racines d'arbres fraîchement abattus en utilisant un Kasisira (technique de la meule charbonnière) à Kyegaliro, dans le district de Mityana (région Centre de l'Ouganda) (octobre 2021).
Crédit photo : Catherine Nabukalu



Figure 7 : Des producteurs de charbon de bois près de leurs tentes de fortune dans les environs du pont Naminato, dans le district de Nwoya (région Nord de l'Ouganda) (octobre 2017).
Crédit photo : Catherine Nabukalu

les cycles de pyrolyse 24 heures sur 24, pendant 14 jours en moyenne par meule, et pour empêcher la combustion complète du bois, une pratique qui les expose à une mauvaise qualité de l'air, entre autres conditions de travail malsaines (Ankona et al., 2022).

Le charbon de bois est encore largement utilisé parallèlement aux ressources énergétiques modernes dans le monde entier

L'accès à l'électricité n'a pas dissuadé les consommateurs du monde entier de choisir le charbon de bois comme source d'énergie. Le charbon de bois est favorablement associé au goût des grillades (Drazu, Olweny et Kazoora, 2015) et aux loisirs (Ballis et al., 2013). Par conséquent, il est largement utilisé pour la cuisson (figure 8), non seulement dans les principaux pays producteurs, mais aussi en Amérique du Nord, au Japon et en Europe, où les importations (figure 9) persistent depuis des décennies, en appoint à la production locale limitée (FAO, 2021) ; Nabukalu et Gieré, 2019 ; WWF, 2018). L'alimentation électrique irrégulière dans certains pays, qui se manifeste par des coupures et des baisses de tension du courant, incite les consommateurs à continuer d'utiliser le charbon de bois, car ce combustible est omniprésent et perçu comme plus fiable (Drazu, Olweny et Kazoora, 2015). De plus, contrairement aux fours électriques et à gaz qui nécessitent des pièces de rechange et ont des coûts d'entretien plus élevés, les poêles à charbon de bois (figure 8) sont plus abordables (Nabukalu et Gieré, 2019).



Figure 8 : Utilisation de charbon de bois pour faire frire du poisson à Mulungu, au bord du Lac Victoria, Kampala (Ouganda) (octobre 2021)
Crédit photo : Catherine Nabukalu

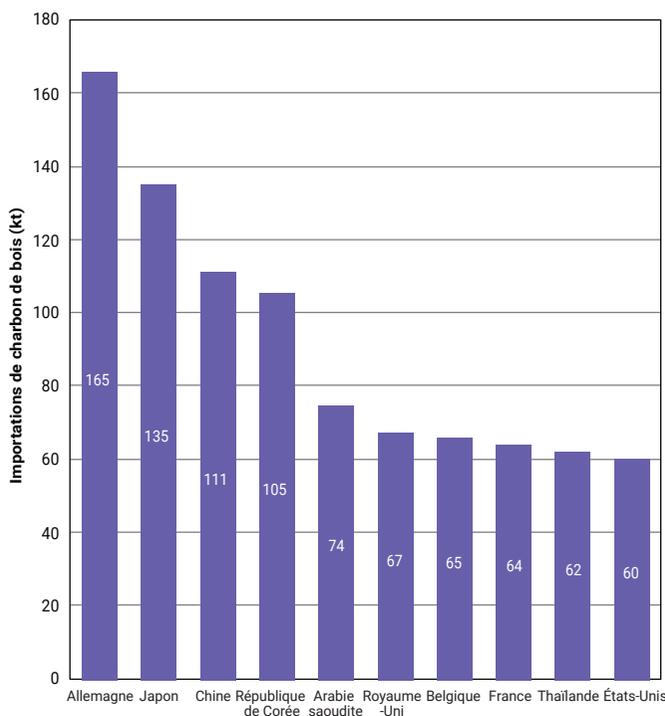
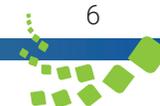


Figure 9 : Les 10 premiers pays importateurs de charbon de bois, en milliers de tons (kt). Les données représentent les moyennes annuelles pour la période 1995–2019.
Données de la FAO (2021).

Résurgence de la consommation de charbon de bois industriel visant à réduire les émissions de CO₂

La législation économique internationale, concernant notamment le prélèvement de taxes carbone ou l'attribution de crédits carbone afin de limiter la pollution le long de diverses chaînes d'approvisionnement (Feliciano-Bruzual, 2014 ; Mathews, 2008 ; Banque mondiale, 2022), a incité plusieurs branches industrielles et pays (Hamuyuni et al., 2022) à rechercher de nouvelles possibilités de réduire leurs émissions de CO₂ ou à se décarboner. La classification du charbon de bois comme ressource renouvelable a relancé l'intérêt pour sa valeur émergente sur ce plan dans la métallurgie (Scarpinella et al., 2011 ; Singh, Singh et Sinha, 2022). Norgate et Langberg (2009) ont souligné que des crédits d'émission de carbone pouvaient être accumulés en passant des combustibles fossiles au charbon de bois, car les arbres sont des puits de CO₂ avant d'être abattus. L'industrie sidérurgique, un des secteurs nécessitant le plus de carbone au monde (Agence internationale de l'énergie [AIE], 2022 ; Norgate et al., 2012), étudie actuellement la possibilité de se servir du charbon de bois comme source de carbone au lieu de la houille (Echterhof, 2021). Dans la fabrication de l'acier, des énergies de substitution renouvelables, comme l'hydrogène, sont déjà utilisées pour le traitement des ferroalliages (AIE, 2022 ; Surup, Trubetskaya et Tangstad, 2020). Il a été avancé que l'utilisation de charbon de bois dans la transformation du fer donnerait naissance à une industrie plus durable de la « fonte brute verte » ou de l'« acier vert » (Scarpinella et al., 2011 ; Singh, Singh et Sinha, 2022 ; Venkataraman et al., 2022) permettant de répondre à la forte hausse de la demande mondiale d'acier associée à l'urbanisation croissante (Aldred, 2012 ; Mousa et al., 2016). Depuis 2000, l'inventaire mondial des hauts fourneaux a été étendu pour améliorer la production d'acier (Holmes, Lu et Lu, 2015), et actuellement, les hauts fourneaux représentent 59 % des 605 usines sidérurgiques opérationnelles ou qu'il est proposé de construire dans le monde (Global Energy Monitor, 2021a).

De fait, Nogueira, Coelho et Uhlig (2009) ont attribué l'intensification de la production de charbon de bois dans la forêt amazonienne du Brésil à des processus industriels. Du fait que le genre Eucalyptus compte des espèces d'arbre à croissance rapide (5 à 10 ans ; Norgate et al., 2012 ; Norgate et Langberg, 2009), il est très apprécié pour satisfaire la demande de charbon de bois de l'industrie sidérurgique, ce qui permet de maintenir des monocultures massives (de Gouvello, 2010). Parmi les autres secteurs qui utilisent le charbon de bois de manière intensive figurent le recyclage des batteries automobiles



(Kreusch et al., 2007), l'agriculture et la séquestration du carbone (Kalaba et al., 2013 ; Marsoem, Sulisty et Irawati, 2004) et la purification de l'eau (Nishida et al., 2017). Le charbon de bois est également utilisé pour le frittage, et comme agent réducteur dans la production d'aluminium et de silicium pour remplacer directement le coke ou la houille car il est plus efficace sur le plan énergétique (Sommerfeld et Friedrich, 2021). De fait, la fabrication des cellules et des panneaux solaires dépend de l'approvisionnement en silicium, pour lequel, afin de lutter contre la pollution, le charbon de bois est utilisé à la place des combustibles fossiles afin de réduire le quartz en silicium (Troszack, 2021). Les industries du silicium en Afrique du Sud et aux États-Unis, par exemple, importent du charbon de bois respectivement de Namibie et du Brésil (Troszack, 2021 ; Zimmermann et Joubert, 2002). La Namibie est l'un des 10 premiers exportateurs mondiaux (figure 4), mais c'est un pays dont le taux de boisement est inférieur à 10 % (figure 5).

Qu'est-ce qui a été fait ?

Restrictions de l'offre

Le charbon de bois circule librement sur la plupart des marchés en tant que marchandise licite, par exemple comme produit d'exportation (Hofelein, 2021), ce qui contraste fortement avec les pratiques d'approvisionnement et de distribution de celui-ci en amont (Sander, Gros et Peter, 2013 ; WWF, 2018). De nombreux pays africains, y compris certains des principaux producteurs et exportateurs mondiaux de charbon de bois, ont ces 20 dernières années (figures 3 et 4) adopté des politiques visant à restreindre artificiellement son approvisionnement. Des interdictions de production et d'exportation existent, par exemple, au Nigéria, au Kenya, en Tanzanie, en Somalie et en Ouganda (Haysom et al., 2021 ; Mabele, 2020 ; WWF, 2018). Les autres stratégies existantes sont notamment l'interdiction de l'utilisation de machines, dans le but de ralentir le rythme d'abattage (Nabukalu et Gieré, 2019), l'application d'un diamètre minimum des arbres exploitables afin de contrôler la coupe sans discernement (Namaalwa, Hofstad et Sankhayan, 2009) et des propositions visant à limiter le transport du charbon de bois en aval à des jours spécifiques de la semaine (Nabukalu et Gieré, 2019 ; Sander, Gros et Peter, 2013). Au Brésil, où les lois fédérales interdisent la récolte d'espèces végétales indigènes quasi éteintes (Perdigão et al., 2020), les fabricants de fonte sont encouragés à ne pas utiliser de charbon de bois provenant d'arbres extraits de la forêt amazonienne et, partant, à éliminer le « charbon de bois non renouvelable » de leurs chaînes d'approvisionnement (de

Gouvello, 2010) au profit du « charbon de bois renouvelable » issu d'un reboisement responsable. Des plantations à grande échelle d'Eucalyptus sont donc financées par le Gouvernement brésilien et le secteur privé afin de fournir une autre source de charbon de bois pour la production d'acier (Guinta et Munnion, 2020). En Namibie, la production de charbon de bois est légale pour soutenir le débroussaillage et la productivité des terres arables, mais des permis sont nécessaires pour les surfaces supérieures à 15 hectares (Brüntrup et Herrmann, 2012 ; Organisation des Nations Unies pour le développement industriel [ONUDI], 2019), car les principaux producteurs assurent l'approvisionnement en charbon de bois pour la fabrication de silicium en Afrique du Sud et pour le marché international (Hofelein, 2021 ; Zimmermann et Joubert, 2002).

Investissement dans des énergies de substitution modernes

Les objectifs clés des objectifs de développement durable des Nations Unies comprennent la réduction de la pauvreté et la transition vers une énergie propre, par exemple en garantissant « l'accès de tous à une énergie moderne » à un coût abordable (Nations Unies, 2020) afin d'atténuer les impacts du charbon sur l'environnement et la santé publique, notamment la pollution atmosphérique, qui touchent particulièrement les femmes et



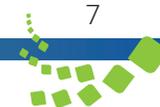
Briquettes de charbon fabriquées à partir de coques de noix de coco, séchant au soleil

Crédit photo : Shutterstock/phongwit phojurai

les enfants (Ankona et al., 2022 ; Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2021). Les économies africaines, dans lesquelles la biomasse est un combustible dominant pour la cuisson, ont rejoint le consortium Énergie pour l'Afrique afin de développer l'électrification (Banque africaine de développement [BAD], 2021 ; USAID, 2019) et, de fait, les plus gros investisseurs (Tanzanie, Nigéria, Ghana) sont également parmi les plus gros producteurs de charbon de bois au monde (figure 3). Par conséquent, le secteur du charbon de bois reçoit comparativement moins d'investissements que les énergies de substitution modernes, bien que les techniques de production puissent être améliorées pour obtenir de meilleurs rendements (Antal et Grønli, 2003 ; Doggart et Meshack, 2017). Les déchets agricoles organiques (Kaza et al., 2018 ; Norgate et Jahanshahi, 2011) pourraient devenir une matière première de substitution viable aux bûches provenant d'arbres fraîchement abattus (IRENA, 2021 ; Nabukalu et Gieré, 2021).

Certaines politiques énergétiques en Afrique subsaharienne et aux Caraïbes ont favorisé le remplacement du charbon de bois par des ressources énergétiques modernes afin de protéger les forêts et de réduire la mortalité liée à l'énergie (Morrissey, 2017 ; Schunder et Bagchi-Sen, 2019). Cependant, malgré l'augmentation de l'offre d'électricité et de gaz dans ces régions du monde, l'utilisation de charbon de bois a persisté sur ces marchés comptant parmi les principaux fournisseurs de ce produit (Nabukalu et Gieré, 2021), les chiffres du commerce international (figures 3, 4 et 9) soulignant son importance prédominante à côté des énergies de substitution modernes.

Néanmoins, en Europe et en Amérique du Nord, la discrétion du secteur du charbon de bois et la production locale limitée de ce dernier (figures 1 et 3) continuent de dissimuler son importance, qui ne faiblit pas en tant que ressource énergétique (Nabukalu et Gieré, 2019). De plus, le manque de données sur la demande, les importations et la consommation de charbon de bois (WWF, 2018) ainsi que la prédominance des énergies de substitution modernes sur les marchés considérés, où la sécurité énergétique est assurée, ont conduit à l'idée trompeuse que le charbon de bois a été directement remplacé par celles-ci dans le bouquet énergétique et que la sécurité énergétique est principalement fonction de la disponibilité d'énergies de substitution modernes et de la possibilité d'y accéder de façon fiable (Global Energy Institute, 2020).



Quelles sont les implications pour les politiques ?

La production de charbon de bois a été maintenue comme une activité clandestine (Mabele, 2020) dans certains pays, ce qui perpétue son caractère informel et occulte la valorisation financière du charbon de bois en tant que produit important sur le marché international (figures 3, 4 et 9). Les interdictions de production imposées au niveau national créent une pénurie artificielle, augmentent les prix malgré la mauvaise qualité (Yuan et Gershenson, 2021) et encouragent les importations en provenance de pays voisins (Haysom et al., 2021 ; Yuan et Gershenson, 2021), car la demande de ce combustible persiste. En effet, les consommateurs le choisissent volontairement bien qu'ils aient accès à des énergies de substitution modernes, un indicateur de sa pertinence et, en même temps, des défauts des énergies de substitution précitées (telles que les coupures et les baisses de tension du courant), par exemple en Afrique subsaharienne, qui étouffent leur capacité de concurrencer efficacement la biomasse (Drazu, Olweny et Kazoora, 2015 ; Schunder, T. et Bagchi-Sen, S., 2019).

Le commerce mondial du charbon de bois doit viser la durabilité, par exemple en investissant dans la plantation de forêts d'espèces mixtes (Thomas et al., 2021) et dans la gestion des plantations, pour restaurer la biodiversité (de Gouvello, 2010).

Il est également essentiel de trouver d'autres techniques de carbonisation (Antal et Grønli, 2003) à meilleur rendement (Monsen et al., 2001). En outre, on peut se servir de matières premières secondaires pour produire du charbon utilisable à la fois pour la cuisson et pour la métallurgie (Biswas, 2018). Les quantités importantes de déchets agricoles (plus de 4 700 Mt par an) et autres déchets organiques (Kaza et al., 2018) qui s'accumulent dans le monde (par exemple, sciure de bois, coquilles de noix, paille de riz, paille de blé, coques de café, et noyaux d'olives, d'abricots, de pêches etc.) sont des cibles prometteuses pour de telles initiatives (Biswas, 2018 ; Bogale, 2009 ; Xiong et al., 2014). Des initiatives visant à fabriquer des briquettes à usage domestique à partir de ces déchets afin de limiter la dépendance envers le charbon de bois provenant d'arbres sont observées dans plusieurs pays, notamment en Éthiopie (Bogale, 2009), au Cameroun (Kapen et al., 2022), au Kenya (Yuan et Gershenson, 2021) et en Tanzanie (Songole et Aston, 2019). De plus, des données ventilées par sexe devraient être collectées pour garantir que les femmes, qui

sont déjà des participantes clés dans l'ensemble du secteur du charbon de bois, bénéficient de plus de possibilités d'innovation et d'emploi dans les initiatives de transformation des déchets en charbon de bois afin d'améliorer les résultats financiers (Ihalainen et al., 2020). En outre, l'innovation et l'éducation visant à réduire l'exposition à la pollution de l'air intérieur lors de la cuisson doivent cibler les femmes, qui sont généralement exposées à des risques plus élevés (OMS, 2021). Toutefois, l'éducation devrait également s'adresser aux hommes chefs de famille, qui peuvent contrôler les ressources financières pour opérer des choix énergétiques, bien que leur participation en matière de cuisine soit limitée et que leur exposition directe aux émissions nocives pendant la cuisson soit donc limitée (Schunder et Bagchi-Sen, 2019). La combinaison de ces mesures spécifiques permettrait de renforcer les progrès vers la durabilité environnementale du secteur du charbon de bois. Il s'agirait en outre d'une étape nécessaire et cruciale visant à maintenir les fonctions des écosystèmes et la biodiversité tout en contribuant au bien-être des êtres humains dans le monde entier, conformément au dernier rapport de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2022).



Matières premières secondaires à même de remplacer le bois pour la production de charbon

Crédits photo : De gauche à droite : Shutterstock/Ant Clausen; Shutterstock/Anastasia Martyshina; Shutterstock/Maxal Tamor; Shutterstock/iamlukyeee; Shutterstock/Lamuka



La production de charbon de bois pose un risque pour la santé humaine
Crédit photo : Shutterstock/Asian Images

La transformation par pyrolyse du bois en charbon de bois dégage des fumées (figures 2 et 6), des vapeurs goudroneuses et des gaz tels que le méthane, le monoxyde de carbone et le dioxyde de soufre (Nabukalu et Gieré, 2019). Ces émissions ne sont pas gérées, sont délétères pour la qualité de l'air et nuisent à la santé humaine (Morrissey, 2017), en particulier pour les producteurs situés très près des fours (voir également Ankona et al., 2022), ce qui rend nécessaires des initiatives d'éducation. Cependant, il est également essentiel d'éduquer les consommateurs, car l'utilisation du charbon de bois libère des particules et des gaz, y compris du mercure (Pandey et al., 2009) et du monoxyde de carbone mortel, créant ainsi des risques de décès prématuré (Liu et al., 1993 ; Morrissey, 2017), notamment lors de la cuisson en intérieur, où les femmes et les enfants de nombreux pays à revenu faible ou

intermédiaire courent un risque spécifique (Cusick et al., 2018 ; Schunder et BagchiSen, 2019 ; OMS, 2021). En outre, l'amélioration des connaissances que les consommateurs ont des déchets organiques en tant que matière première de substitution pour la production de charbon de bois (Biswas 2018 ; Surono, 2019) permettrait d'améliorer la collecte et la gestion des déchets, en particulier dans les villes où la demande de charbon de bois est plus forte.

Certaines politiques environnementales ou énergétiques augmentent par inadvertance la demande de charbon de bois, notamment pour les applications industrielles. Par exemple, plus de sidérurgistes abandonnent la houille (Global Energy Monitor, 2021b) dans les procédés métallurgiques (Surup, Trubetskaya et Tangstad, 2020) au profit du charbon « neutre en carbone » ou « renouvelable » parallèlement à d'autres options, comme l'hydrogène. Dans leur grande majorité, les méthodes très souvent rudimentaires de production de charbon de bois (figures 6 et 7) perpétuent les risques environnementaux, d'autant plus que l'abattage illégal à des fins industrielles se poursuit dans certaines régions, comme l'Amazonie (Nogueira, Coelho et Uhlig, 2009).

Comme pour le charbon de bois obtenu à partir d'arbres fraîchement abattus, les caractéristiques et la qualité des briquettes peuvent être très variables selon les types de déchets utilisés et le processus de production (Singh, Singh et Sinha, 2022). Dans les ménages, la préférence des consommateurs pour le charbon de bois ou les briquettes se fonde sur le jugement subjectif de l'utilisateur concernant des variables telles que le poids, la siccité et la production de fumée pendant l'utilisation (Nabukalu et Gieré, 2019). En revanche, la variabilité des caractéristiques physiques et chimiques (par exemple, la résistance à l'écrasement ou à la compression, la porosité, le pouvoir calorifique, la teneur en carbone) du charbon de bois est plus réglementée en métallurgie, car des exigences spécifiques doivent être satisfaites pour que le charbon de bois se comporte de façon appropriée pendant le traitement du minerai et produise des métaux et des métalloïdes de qualité supérieure, comme le silicium (Mousa et al., 2016 ; Troszack, 2021 ; Singh, Singh et Sinha, 2022). Par conséquent, pour obtenir du charbon de bois dont les propriétés sont constantes, les opérations métallurgiques ont tendance à privilégier certains types de bois, par exemple le genre Eucalyptus, ce qui favorise la déforestation à grande échelle et les monocultures.



Briquettes de charbon de bois
Crédit photo : Shutterstock/Brad Boon

Conclusion

Le charbon de bois est un produit de base omniprésent dans le monde, et il est assurément possible de découpler la demande de ce produit de la pauvreté. Malgré les stratégies mises en place dans plusieurs pays pour transformer ou supplanter son commerce international, il a maintenu une trajectoire puissante, bien que non reconnue et sousdocumentée, qui lui permet de concurrencer agressivement les énergies de substitution modernes. La production mondiale de charbon de bois augmente depuis des décennies et reste une importante source d'énergie domestique pour les pays à revenu faible et intermédiaire, ce qui souligne à la fois son importance de longue date et l'intérêt renouvelé dont elle bénéficie. **Il est donc urgent d'innover et de mettre en place des politiques de production de charbon à partir de déchets organiques afin d'empêcher la poursuite de la dégradation des forêts et la perte de biodiversité et d'accroître la durabilité de ce matériau.**



La protection des forêts est importante
Crédit photo : Shutterstock/Cavan-Images

Remerciements

Auteurs

Reto Gieré, Université de Pennsylvanie
Catherine Nabukalu, Our World To, POC

Réviseurs

Réviseurs du PNUÉ

Angeline Djampou, Eugene Ochieng, Jane Muriithi, Johan Kieft, Magda Biesiada, Rashid Atey, Samuel Opiyo, Susan Mutebi-Richards, Teodora Trajlic et Virginia Gitari

Réviseurs externes

Adam Branch, Université de Cambridge
Mathew Bukhi Mabele, Université de Dodoma

Éditeur

Alison Bullen

Équipe Foresight Briefs du PNUÉ

Alexandre Caldas, Sandor Frigiyk, Audrey Ringler, Esther Katu, Erick Litswa et Pascal Muchesia

Contact

unep-foresight@un.org

Avertissement

Les appellations employées dans la présente publication et les éléments qui y figurent n'impliquent de la part du Secrétariat de l'Organisation des Nations Unies aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones mentionnées, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Pour des orientations générales concernant l'utilisation des cartes reproduites dans nos publications, prière de se reporter aux notes figurant à l'adresse <http://www.un.org/Depts/Cartographic/french/htmmain.htm>.

La mention, dans le présent document, d'une entreprise ou d'un produit commercial ne vaut nullement approbation de la part du Programme des Nations Unies pour le développement ou des auteurs. L'exploitation à des fins publicitaires des informations figurant dans le texte est interdite. Les noms et symboles de marques déposées utilisés le sont à titre illustratif, sans intention d'enfreindre les lois sur les marques déposées ou les droits d'auteur.

Les opinions exprimées sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement les vues du Programme des Nations Unies pour l'environnement. Nous regrettons toute erreur ou omission qui aurait pu être involontairement commise.

© Cartes, photos et illustrations comme spécifié.

Note prospective 030 – Le charbon de bois, en tant que produit de base mondial, est-il durable ?

ISBN : 978-92-807-3968-8

Numéro de travail : DEW/2465/NA

Citation suggérée

Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2022. *Le charbon de bois, en tant que produit de base mondiale, est-il durable ? – Note prospective 030*. Nairobi.

Le charbon de bois, en tant que produit de base mondiale, est-il durable ?

<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/40469/CHARCOAL.pdf>

Production : PNUÉ, Division de la science, Service des mégadonnées, Unité de prospective.



Les notes prospectives du PNUÉ peuvent être consultées en ligne ou téléchargées à l'adresse

<https://www.unep.org/foresight>

Alerte précoce, questions émergentes et perspectives d'avenir

Bibliographie

Adusav-Poku, F. et Takeuchi, K. (2019). Energy poverty in Ghana: Any progress so far? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 112, p. 853-864. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032119034019>.

Agence des États-Unis pour le développement international (USAID) (2019). *Power Africa Annual Report 2019*. https://www.usaid.gov/sites/default/files/documents/power_africa_annual_report_2019.pdf.

Agence internationale de l'énergie (2022). *Achieving Net Zero Heavy Industry Sectors in 67 Members*. Paris. <https://iea.blob.core.windows.net/assets/c4d96342-626e-48ad-84dc-f1d1e67153/AchievingNetZeroHeavyIndustrySectorin67Members.pdf>.

Agence internationale pour les énergies renouvelables (2021). *IRENA's Energy Transition Support to Strengthen Climate Action*. https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2021/Nov/IRENA_Energy_Transition_Climate_Action_2021.pdf.

Aldred, D. (2012). Urbanization: A major driver of infrastructure spending. https://www.ctiigroup.com/cti/onforcities/pdfs/Urbanization_A_Major_Driver_of_Infrastructure_Spending.pdf.

Ankona, E., Nisenwilt, M., Knop, Y., Billig, M., Badwan, A. et Anker, V. (2022). The Eastern Mediterranean charcoal industry: Air pollution prevention by the implementation of a new ecological retrofit system. *Earth and Space Science* 9, e2021EA002044. <https://doi.org/10.1029/2021EA002044>.

Antal, M. J. et Grenli, M. (2020). The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 42(8), p. 1619-1640. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c03919>.

Ballis, R., Rujanvach, C., Dwivedi, P., de Oliveira Villela, A., Chang, H. et de Miranda, R. C. (2013). Innovation in charcoal production: A comparative life-cycle assessment of two kiln technologies in Brazil. *Energy for Sustainable Development* 17(2), p. 189-200. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0973082612000774>.

Banque africaine de développement (2021). *Tanzania Rural Electrification Project: 10,361 Villages Connected To Electricity*. <https://africa-energy-portal.org/news/tanzania-rural-electrification-project-10361-villages-connected-to-electricity>.

Banque mondiale (2017a). *The Little Green Data Book 2017: World Development Indicators*. Washington, Banque mondiale. <http://hdl.handle.net/10986/27466>.

Banque mondiale (2017b). *Brazil's INDC Restoration and Reforestation Target: Analysis of INDC Land-Use Targets*. Washington, Banque mondiale. <http://hdl.handle.net/10986/29588>.

Banque mondiale (2018). *Is the World on Track to Deliver Energy Access for All? Washington, Banque mondiale*. <https://www.worldbank.org/en/news/feature/2018/05/18/sustainable-development-goal-7-energy-access-all>.

Banque mondiale (2022). *State and Trends of Carbon Pricing 2022*. Washington, Banque mondiale. <http://hdl.handle.net/10986/37455>.

Bitwas, D.P. (2018). Physicochemical Property and Heating Value Analyses of Charcoal Briquettes from Agricultural Wastes: An Alternative Renewable Energy Source. *International Conference on Computer, Communication, Chemical, Material and Electronic Engineering (IC4MECE)*, 1-5. <https://www.researchgate.net/publication/346563027>.

Bogale, W. (2009). Preparation Of Charcoal Using Agricultural Wastes. *Ethiopian Journal of Education and Sciences* 5(1), p. 79-91. <https://doi.org/10.4314/ajes.v5i1.56314>.

Brüntrop, M., et Herrmann, R. (2012). Bush-to-energy value chains in Namibia: institutional challenges for pro-poor rural development. In *Global Value Chains: Linking Local Producers from Developing Countries to International Markets*. Van Dijk, M.P. et Trienekens, J. (éds.). Amsterdam : Amsterdam University Press, p. 99-111. <https://doi.org/10.1017/97804514991005>.

Chidumayo, E. N. et Gumbo, D. J. (2013). The environmental impacts of charcoal production in tropical ecosystems of the world: A synthesis. *Energy for Sustainable Development* 17(2), p. 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.ests.2012.07.004>.

Cusick, S.E., Jaramillo, E.G., Moody, C.E., Ssemata, A.S., Bitwayi, D., Lund, T.C. et Mupere, E. (2018). Assessment of blood levels of heavy metals including lead and manganese in healthy children living in the Katanga settlement of Kampala, Uganda. *BMC Public Health* 18, p. 717. <https://doi.org/10.1186/s12889-018-5589-9>.

de Gouvello, C. (2010). *Brazil Low-carbon Country Case Study*. Washington, Banque mondiale. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/19286>.

Doggar, N. et Meshack, C. (2017). The Marginalization of Sustainable Charcoal Production in the Policies of a Modernizing African Nation. *Frontiers in Environmental Science* 5:27. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00027>.

Droge, C. S., Olowu, M. et Okunribido, F. (2013). Household energy use in Uganda: existing sources, consumption, and future challenges. In *Living and Learning for a Better Built Environment: 49th International Conference of the Architectural Science Association 2015*. Crawford, R.H. et Stephan, A. (éds.), Melbourne: The Architectural Science Association et The University of Melbourne, p. 352-361.

Echterhoff, T. (2021). Review on the Use of Alternative Carbon Sources in EAF Steelmaking. *Metals*, 11(2), p. 222. <https://www.mdpi.com/2075-4701/11/2/222>.

Feliciano-Brunal, C. (2014). Charcoal injection in blast furnaces (Bio-PCI): CO2 reduction potential and economic prospects. *Journal of Materials Research and Technology* 3(3), p. 233-243. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2238785414000489>.

Fonds mondial pour la nature (2018). *The Dirty Business of Barbecue Charcoal: Market Analysis*. Barbecue Charcoal 2018. Berlin : WWF Germany. https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen/PDF/WWF_Market_analysis_barbecue_charcoal_2018.pdf.

Global Energy Institute (2020). *International Index of Energy Security Risk 2020 Edition: Assessing Risk in a Global Energy Market*. Washington, Chambre de commerce des États-Unis d'Amérique. https://www.globaleenergyinstitute.org/sites/default/files/2020-04/iesr-report_2020_4_20_20.pdf.

Global Energy Monitor (2021a). *Global steel plant tracker*. <https://www.globaleenergymonitor.org/projects/global-steel-plant-tracker>.

Global Energy Monitor (2021b). *Northern American coal producers plan \$4.8 billion USD on 15 new mines for steel export markets*. https://globaleenergymonitor.org/wp-content/uploads/2021/10/Final_USCanada-met-mines-and-steel-Briefing-Oct-2021.pdf.

González-Eguino, M. (2015). *Energy poverty: An overview*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 47, p. 377-385. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.013>.

Guinta, F., et Munion, O. (2020). An Investigation into the Global Environment Facility-funded Project "Production of Sustainable, Renewable Biomass-based Charcoal for the Iron and Steel Industry in Brazil. Coalition mondiale des forêts. <https://globalforestcoalition.org/wp-content/uploads/2020/05/brazil-case-study.pdf>.

Hamuyuni, J., Tesfaye, F., Iloje, C.O. et Anderson, A.E. (2022). Energy Efficiency and Low Carbon Footprint in Metals Processing. *Jom* 74(5), p. 1886-1888. <https://doi.org/10.1007/s11837-022-05253-9>.

Haysom, S., McLaggan, M., Kaka, J., Modi, L. et Oplala, K. (2021). *Black Gold: The charcoal grey market in Kenya, Uganda and South Sudan*. Commodity Report. Genève: Global Initiative Against Transnational Organized Crime. <https://globalinitiative.net/wp-content/uploads/2021/03/Black-Gold-The-charcoal-grey-market-in-Kenya-Uganda-and-South-Sudan.pdf>.

Hofelein, R. (2021). *Namibia exports first 350 tons of charcoal to the United States*. Agence des États-Unis pour le développement international. <https://www.usaid.gov/namibia/press-releases/2021/06/2021-namibia-exports-first-350-tons-charcoal-united-states>.

Holmes, R.J. Lu, Y. et Lu, L. (2015). Introduction: overview of the global iron ore industry. In *Iron Ore: Mineralogy, Processing and Environmental Sustainability*. Lu, L. (éd.), Woodhead Publishing, Chapitre 1, p. 1-42. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820226-5.00023-9>.

Ihalainen, M., Schure, J. et Sola, P. (2020). Where are the women? A review and conceptual framework for addressing gender equity in charcoal value chains in Sub-Saharan Africa. *Energy for Sustainable Development* 55, p. 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ests.2019.11.003>.

IPBES (2022). *Résumé à l'intention des décideurs de l'évaluation thématique de l'utilisation durable des espèces sauvages de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques*. J.-M. Fromentin, M.R. Emery, J. Donaldson, M. C. Danner, A. Hallosser, D. Kiebing, G. Balachandrar, E.S. Barron, R.P. Chaudhary, M. Gasalla, M. Halmy, C. Hicks, M.S. Park, B. Parlee, J. Rice, T. Tickert et D. Tittensor (éds.). Secrétariat de l'IPBES, Bonn (Allemagne). 33 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6425599>.

Jaganmohan, M. (2021). *Global Clean Energy Investment by Select Country 2019*. New York, NY : Statista. <https://www.statista.com/statistics/795909/global-clean-energy-investment-by-country/>.

Kalaba, F., Quinn, C.H., Douglis, A.J. et Vinya, R. (2013). Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management* 304, p. 99-109. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713002697>.

Kapen, P.T., Tenkuu, M.N., Yadije, E. et Tchueng, G. (2022). Production and characterization of environmentally friendly charcoal briquettes obtained from agriculture waste case of Cameroon. *International Journal of Environmental Science and Technology* 19(6), p. 5253-5260. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03497-7>.

Katende, A.B., Birnie, A. et Tengnaes, B. (2000). *Technical Handbook No. 10: Regional Land Management Unit, Agence suédoise de coopération internationale au développement* ; Nairobi (Kenya).

Kaza, S.L.C., Yao, P., Bhada-Tata, P. et Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Washington, Banque mondiale. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1529-0>.

Khundi, F., Jagger, P., Shively, G. et Saerunkuma, D. (2011). Income, poverty and charcoal production in Uganda. *Forest Policy and Economics* 13(3), p. 199-205. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S13699341110001498>.

Kreusch, M.A., Ponte, M.J.J.S., Ponte, H.A., Kamirari, N.M.S., Marino, C.E.B. et Myrinn, V. (2007). Technological improvements in automotive battery recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 52(2), p. 368-380. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.05.004>.

Liu, K.S., Girman, J.R., Hayward, S.B., Shusterman, D. et Chang, Y. L. (1993). Unintentional carbon monoxide deaths in California from charcoal grills and hibachis. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 3, p. 143-151. <https://europemrc.com/article/mde/9857300>.

Mabele, M. B. (2020). *The war on charcoal and its paradoxes for Tanzania's conservation and development*. *Energy Policy* 145, 111751. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421520304742>.

Marsom, S.N., Sulistyjo, I. et Irawati, D. (2004). The status and prospects of charcoal in Indonesia. Proceedings of the International Workshop on "Better Utilization of Forest Biomass for Local Community and Environments". RDCPT et JIFFRO, Bogor, p. 112-126.

Mathews, J.A. (2008). How carbon credits could drive the emergence of renewable energies. *Energy Policy* 36(10), p. 3633-3639. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S03605497080145000268>.

Mensen, B., Grenli, M., Nygaard, L. et Veit, H. (2001). The use of bicochar in Norwegian ferroalloy production. INFACON IX 2001: The Ninth International Conference on the Ferroalloys and the Manganese 2001 Health Issues Symposium. Québec: The Ferroalloys Association. <https://www.pyrometallurgy.co.za/infaconix9/p.268-276>.

Morrissey, J. (2017). *The Energy Challenge in sub-Saharan Africa: A Guide for Advocates and Policy Makers: Part 2. Addressing Energy Poverty*. Oxfam Research Background Series. <https://www.oxfamamerica.org/sites/oxfam/files/oxfam-RELE-energySSA-p2.pdf>.

Mousa, E., Wang, C., Riesbeck, J. et Larsson, M. (2016). Biomass applications in iron and steel industry: An overview of challenges and opportunities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 65, p. 1247-1266. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032116030396>.

Nabukalu, C. et Gieré, R. (2019). *Charcoal as an energy resource: Global trade, production and socioeconomic practices observed in Uganda*. Ressources 8(4), p. 183. <https://www.mdpi.com/2079-9276/8/4/183>.

Nabukalu, C. et Gieré, R. (2021). The status and future of charcoal in the energy transition era in sub-Saharan Africa: Observations from Uganda. In *Energy Transitions and the Future of the African Energy Sector: Law, Policy and Governance*. Nalule, V.R. (éd.). Cham (Suisse) : Palgrave Macmillan, p. 189-229. https://doi.org/10.1007/978-3-030-56849-6_6.

Namaalwa, J., Hofstad, O. et Sankhayan, P. L. (2009). Achieving sustainable charcoal supply for woodlands to urban consumers in Kampala, Uganda. *International Forestry Review* 11(1), p. 64-78. <https://doi.org/10.1505/IFR.11.1.64>.

Nations Unies (2020). *Ensure Access to Affordable, Reliable, Sustainable and Modern Energy for All*. [https://doi.org/10.1007/s13201-017-0561-1](https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/goal/07/Nishida, T., Morimoto, A., Yamamoto, Y. et Kubuki, S. (2017). Waste water purification using new porous ceramics prepared by recycling waste glass and bamboo charcoal. <i>Applied Water Science</i> 7(8), p. 4281-4286. <a href=).

Nogueira, L.A.H., Coelho, S. T. et Uhlig, A. (2009). Sustainable charcoal production in Brazil. In *Criteria and Indicators for Sustainable Woodfuels: Case Studies from Brazil, Guyana, Nepal, Philippines and Tanzania*. Rose, S., Remedio, E. et Trosero, M.A. (éds.). Rome : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. <https://www.fao.org/3/i3234a0.pdf>.

Norgate, T. et Jahanshahi, S. (2011). Reducing the greenhouse gas footprint of primary metal production: Where should the focus be? *Minerals Engineering* 24(14), p. 1563-1570. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S089268751100286X>.

Norgate, T. et Langberg, D. (2009). Environmental and Economic Aspects of Charcoal Use in Steelmaking. *ISIJ International*, 49(4), p. 587-595. <https://doi.org/10.2352/ijstinternational.49.587>.

Norgate, T., Haque, N., Somerville, M. et Jahanshahi, S. (2012). Biomass as a Source of Renewable Charcoal for Iron and Steelmaking. *ISIJ International* 52(8), p. 1472-1481. <https://doi.org/10.2352/ijstinternational.52.1472>.

Observatory of Economic Complexity (2020). *Charbon de bois*. <https://oec.world/en/profile/hs/wood-charcoal>.

Okoth, D. (2022). *Tree loss in tropics casts doubt over climate goals*. SciDev.Net, 2 mai. <https://www.scidvn.net/global/news/tree-loss-in-tropics-casts-doubt-over-climate-goals/>.

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (2021). *Production et commerce forestiers*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FOV>.

Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (2021). *Strategic action plan for sustainable bush value chains in Namibia*. <https://www.unido.org/sites/default/files/2020-02/Namibia.pdf>.

Organisation mondiale de la Santé (2021). *Pollution de l'air à l'intérieur des habitations et santé*. Genève (Suisse). <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/indoor-air-pollution-and-health>.

Pandey, S. K., Kim, K.-H., Kang, C.-H., Kim, M. C. et Yoon, H. (2009). BBO charcoal as an important source of mercury emission. *Journal of Hazardous Materials* 162(1), p. 536-538. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.050>.

Perdigão, C.R.V., Júnior, M.M.B., Gonçalves, T.A.P., Araujo, C.D.S., Mori, F.A., Barbosa, A.C.M.C. et al. (2020). *Forestry control in the Brazilian Amazon I: wood and charcoal anatomy of three endangered species*. *IAWA Journal* 41(4), p. 490-509. <https://brill.com/lookup/journals/iawa/41/4/article-p490.6.xml>.

Programme des Nations Unies pour l'environnement (2018). *How Somalia's charcoal trade is fuelling the Acacia's demise*. 21 mars 2018. <https://www.unep.org/news-and-stories/story/how-somalia-s-charcoal-trade-fuelling-acacia-demise>.

Sander, K., Gros, C. et Peter, C. (2013). Enabling reforms: Analyzing the political economy of the charcoal sector in Tanzania. *L'Énergie pour le développement durable* 17(2), p. 116-126. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0973082612000992>.

Scarpinella, C.A., Takano, C., Tapugasaga, S.Y., Mourao, M.B. et Lenz e Silva, G.F.B. (2011). Charcoal ironmaking: A Contribution for CO2 Mitigation. *Fray International Symposium - Metals and Materials Processing in a Clean Environment Volume 2: Advanced Sustainable Iron and Steel Making*. F. Kongoli (éd.). Cancun (Mexique). https://www.researchgate.net/profile/Marcelo-Mourao/publication/273000996_CHARCOAL_IRONMAKING_A_CONTRIBUTION_FOR_CO2_MITIGATION/fulltext.pdf.

Schunder, T. et Bagchi-Sen, S. (2019). Understanding the household cooking fuel transition. *Geography Compass* 13, e12469. <https://doi.org/10.1111/gc.12469>.

Servir Global (2018). *Mapping Charcoal Production to Protect Land in Ghana*. Accessible à l'adresse <https://servirglobal.net/Global/Articles/Article/2650/mapping-charcoal-production-to-protect-land-in-ghana>.

Singh, A.K., Singh, R. et Sinha, O.P. (2022). Characterization of charcoals produced from *Acacia*, *Albizia* and *Leucaena* for application in ironmaking. *Fuel* 320, 129991. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236122008493>.

Sommerfeld, M. et Friedrich, B. (2021). Replacing fossil carbon in the production of ferroalloys with a focus on bio-based charcoal: A Review. *Minerals* 11(11), 1286. <https://www.mdpi.com/2075-1633/11/11/1286>.

Songole, A. et Aston, B. (2019). *Briquetting From Agricultural Waste to Fuel*. Den Haag : HIVOS. <https://hivos.org/blog/briquetting-from-agricultural-waste-to-fuel/>.

Steenblock, R. (2005). *Liberalisation of Trade in Renewable-Energy Products and Associated Goods: Charcoal, Solar Photovoltaic Systems, and Wind Pumps and Turbines*. OECD Trade and Environment Working Papers No. 2005/07. Paris : Editions de l'OCDE. <https://doi.org/10.1787/216364843321>.

Suroso, U.B. (2019). Biomass utilization of some agricultural wastes as alternative fuel in Indonesia. *Journal of Physics : Conference Series* 1175, 012271. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1175/1/012271>.

Surug, G.R., Trubetskaya, A. et Tangstad, M. (2020). Charcoal as an alternative reductant in ferroalloy production: A Review. *Processes* 8(11), 1432. <https://www.mdpi.com/2227-9717/8/11/1432>.

Tarter, A., Freeman, K.K., Ward, C., Sander, K., Theus, K., Coelho, B. et al. (2018). *Charcoal in Haiti: A National Assessment of Charcoal Production and Consumption Trends*. Washington, Banque mondiale. <https://www.prfor.info/sites/prfor/files/134035-Charcoal-in-Haiti.pdf>.

Thomas, A., Prialut, P., Plutti, S., Dalé, E. et Marron, N. (2021). Growth dynamics of fast-growing tree species in mixed forestry and agroforestry plantations. *Forest Ecology and Management* 480, 118672. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112720314419>.

Troszack, T. A. (2021). The hidden costs of solar photovoltaic power: Vilnius : Centre d'excellence de l'OTAN pour la sécurité énergétique. <https://www.enescoc.eu/data/public/uploads/2021/04/nato-ense-coe-the-hidden-costs-of-solar-photovoltaic-power-thomas-a-troszack.pdf>.

Verkerataram, M., Csekefye, Z., Aisbett, E., Rahman, A., Jozzo, F., Lord, M. et Pys, J. (2022). Zero-carbon steel production: The opportunities and role for Australia. *Energy Policy* 163, 112811. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036054972152200362>.

Xiong, S., Zhang, S., Wu, Q., Guo, X., Dong, A. et Chen, C. (2014). Investigation on cotton stalk and bamboo sawdust carbonization for barbecue charcoal preparation. *Bioresour Technol* 152, 86-92. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.005>.

Yuan, X. et Gershenson, J. (2021). *Analysis of Agricultural Waste Briquettes as a Sustainable Charcoal Substitute in Kenyan Markets*. 2021 IEEE Global Humanitarian Technology Conference (GHTC), p. 331-337. <https://doi.org/10.1109/GHTC51159.2021.96121499>.

Zimmermann, L. et Jobert, D.F. (2002). *A crude quantification of wood that is and can be harvested from bush thickening species in Namibia*. Proceedings of the First National Forestry Research