

# 2 Les flux de plastiques et leurs retombées sur l'environnement

---

De leur production à leur élimination, en passant par leur consommation, les plastiques interagissent avec l'économie et l'environnement de manière complexe à maints égards. Il est essentiel d'appréhender ces interactions complexes pour mettre en évidence les difficultés qu'elles engendrent et formuler des politiques efficaces. L'objectif de ce chapitre est de quantifier les flux de plastiques circulant dans l'économie et leurs retombées sur l'environnement. La première partie est un exposé de la méthodologie employée, et la deuxième partie une présentation des estimations et une analyse des grandes étapes et des principales retombées tout au long du cycle de vie des plastiques.

---

## MESSAGES CLÉS

- Le volume des plastiques utilisés chaque année dans le monde, fibres et additifs compris, n'a cessé d'augmenter pour atteindre 460 millions de tonnes (Mt) en 2019. Plus de 60 % des plastiques sont employés pour l'emballage ainsi que dans le secteur du bâtiment et des transports.
- L'économie des plastiques est loin d'être circulaire aujourd'hui. Sur les 353 Mt de déchets plastiques générés dans le monde en 2019, seulement 55 Mt auraient été collectés pour être recyclés selon les estimations, dont 22 Mt ont été éliminés. Les plastiques secondaires représentaient à peine 6 % du volume total de plastiques utilisés en 2019. Au total, 67 Mt de déchets et résidus plastiques produits dans le monde ont été incinérés dans des installations industrielles, et 174 Mt ont été enfouis dans des décharges sanitaires. La quantité de déchets plastiques sauvages ou mal gérés est en hausse. Elle a atteint 82 Mt par an, dont seulement 3 Mt ont été récupérés pour être éliminés dans des conditions appropriées grâce à des mesures de ramassage des déchets sauvages.
- L'omniprésence des plastiques et l'insuffisance des mesures de prévention ont abouti à une pollution plastique persistante. Au cours de la seule année 2019, 22 Mt de matières plastiques auraient été rejetés dans l'environnement selon les estimations. La majorité (82 %) est imputable à une mauvaise gestion des déchets, c'est-à-dire à leur élimination par le biais de procédés inadéquats. La part restante est due à l'abrasion et aux pertes de microplastiques (12 %), aux déchets sauvages (5 %) et aux activités maritimes (1 %).
- Les cours d'eau sont la principale voie par laquelle les plastiques arrivent dans l'océan, mais ce processus peut prendre des années, voire des décennies. Pour la seule année 2019, 6,1 Mt de déchets plastiques auraient été déversés dans les milieux aquatiques, dont 1,7 Mt dans l'océan, selon les estimations. Cela porte la quantité totale de plastiques déjà accumulée dans les milieux aquatiques en 2019 à 139 Mt. Ces déversements sont moins importants que ceux estimés dans des études antérieures qui n'avaient pas pris en compte le temps de séjour des plastiques rejetés dans les cours d'eau, mais ils n'en restent pas moins alarmants.
- Les microplastiques libérés sous forme de particules par l'usure des pneus et des freins aggravent la pollution atmosphérique dans les régions très urbanisées, mais sont également transportés dans des endroits reculés comme l'Arctique, où ils ont des répercussions sur le changement climatique.
- Les émissions de gaz à effet de serre issues du cycle de vie des plastiques s'élevaient à 1,8 milliard de tonnes en 2019 selon les estimations, soit 3,4 % des émissions mondiales, et provenaient à 90 % de la production et de la transformation des plastiques à partir de matières premières fossiles.
- Ces chiffres et le début de compréhension des retombées environnementales, sanitaires et économiques causées montrent la nécessité de recourir à une large panoplie de mesures et de coopérer au niveau international pour renforcer la circularité des plastiques sur l'ensemble de la chaîne de valeur.

## 2.1. Méthode utilisée pour constituer la Base de données des Perspectives des plastiques de l'OCDE

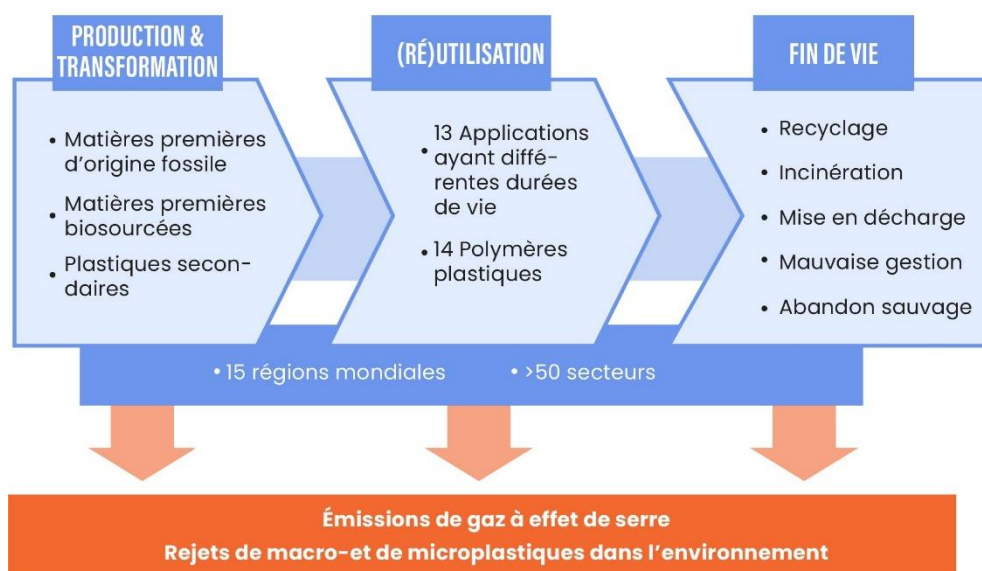
Il existe des études approfondies sur l'utilisation des plastiques et des déchets plastiques, mais un certain nombre de lacunes empêchent l'analyse de la situation actuelle et entravent la prise de décision au niveau politique. Les publications existantes offrent des informations partielles sur ces questions, dont la portée se limite au niveau mondial (Geyer, Jambeck et Law, 2017<sup>[1]</sup>), à la production des plastiques (AIE, 2018<sup>[2]</sup>), à une année déterminée sur un ensemble de régions pour telle ou telle application ou tel ou tel secteur (Ryberg et al., 2019<sup>[3]</sup>) ou à une région particulière (Plastics Europe, 2020<sup>[4]</sup>). Le manque d'informations sur les flux de matières plastiques secondaires constitue une lacune importante. En outre, la portée et les volumes couverts sont variables selon les études. Par exemple, certaines sources excluent les fibres, qui représentent pourtant une part non négligeable des plastiques.

Il existe peu d'informations sur la gestion des déchets dans le monde, et encore moins sur la gestion de flux de déchets spécifiques tels que les déchets plastiques. Les définitions, les données disponibles, les méthodes de mesure et les conditions cadres sont extrêmement variables d'un pays à l'autre, même entre les membres de l'OCDE. Bien souvent, les taux de recyclage ne sont pas déclarés de manière cohérente : par exemple, les statistiques nationales et municipales se réfèrent, en général, au poids des ordures ménagères collectées, et incluent parfois les déchets commerciaux lorsque ceux-ci sont collectés par les communes. Les statistiques sur les déchets industriels peuvent inclure les déchets « pré-consommation » et font souvent appel à des techniques d'échantillonnage et d'extrapolation propres à chaque pays. Le recyclage peut également désigner différents concepts : quantités collectées en vue de leur recyclage, matières envoyées pour retraitement, ou matières disponibles in fine pour être utilisées comme plastiques secondaires. À cela s'ajoute que les taux de recyclage déclarés peuvent donner une image exagérément optimiste de la situation actuelle, dans la mesure où ils se concentrent sur les polymères comme les PET et les applications comme les emballages, pour lesquels les filières de recyclage sont déjà établies. A contrario, les taux de recyclage des plastiques difficiles à recycler, tels que les fibres, sont rarement indiqués. Les pays dont les infrastructures de gestion des déchets laissent à désirer sont aussi ceux qui publient le moins de données, d'où la difficulté d'évaluer la quantité de déchets mal gérés. Pour cette raison, on ne dispose pas d'une vue complète de la gestion internationale actuelle des déchets plastiques.

Les Perspectives mondiales des plastiques visent à comprendre les déterminants de l'utilisation des plastiques et leurs effets sur l'environnement pour déterminer le meilleur moyen de réduire les pressions qu'exercent la production des plastiques ainsi que la production et la gestion des déchets sur l'environnement. Dans un premier temps, l'OCDE a mis au point la base de données des Perspectives mondiales des plastiques<sup>1</sup> afin de combler les lacunes en matière d'information et de fournir un panorama complet de l'ensemble du cycle de vie des plastiques. Cette base de données collecte et rapproche les diverses données portant sur l'ensemble du cycle de vie des plastiques à l'échelle mondiale : production, utilisation, production et gestion des déchets, y compris les déchets mal gérés ou rejetés dans l'environnement (Graphique 2.1).

La valeur ajoutée de la base de données consiste à regrouper les indicateurs des plastiques dans un cadre cohérent. La base de données a été élaborée grâce à la collecte et au rapprochement de bases de données connues, à un tour d'horizon des études publiées et à la contribution d'experts. Ces informations ont ensuite été intégrées dans un cadre de modélisation économique, ce qui garantit la cohérence de toutes les sources de données et permet d'analyser les déterminants économiques et les effets des plastiques sur l'environnement. Pour ce faire, le modèle ENV-Linkages de l'OCDE (Château, Dellink et Lanzi, 2014<sup>[5]</sup>), fondé sur la base de données *Global Trade Analysis Project (GTAP)*<sup>2</sup> (Aguar et al., 2019<sup>[6]</sup>), a été révisé et élargi, l'objectif étant de coupler les données sur les plastiques exprimées en volumes avec les flux économiques représentés dans le modèle. ENV-Linkages distingue deux technologies, l'une produisant des plastiques primaires alors que l'autre produit des plastiques secondaires, et cartographie l'utilisation des plastiques par polymère et par application aux secteurs représentés dans le modèle.

Graphique 2.1. La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE



Le Tableau 2.1 résume les sources de données et la méthodologie utilisées pour chaque étape, avec de plus amples informations dans l'annexe A. La base de données retrace l'histoire de la production industrielle à grande échelle des plastiques de 1950 à nos jours. La base de données utilise l'année 2019 comme année de référence, sachant que l'année 2020 a été marquée par la pandémie de COVID-19 et que les indicateurs économiques ainsi que les données sur les matériaux sont encore incertains pour l'année 2021 qui vient de s'achever.

Tableau 2.1. La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE couvre un large éventail de sources et de méthodologies.

Catégorie	Variable	Source es et hypothèses
Production	Matières plastiques primaires	Modèle ENV-Linkages de l'OCDE, fondé sur la version 10 de la base de données GTAP (Aguilar et al., 2019 <sup>[6]</sup> ).
	Matières plastiques secondaires	Modèle ENV-Linkages de l'OCDE, avec utilisation de la base de données Exiobase (Stadler et al., 2018 <sup>[7]</sup> ) et de Grand View Research (2020 <sup>[8]</sup> ) pour la structure des coûts ; parts du recyclage (voir ci-après) et pertes au recyclage tirées de Cotton, Cook et Velis (2020 <sup>[9]</sup> ), Chruszcz et Reeve (2018 <sup>[10]</sup> ), Roosen et al. (2020 <sup>[11]</sup> ) et VinylPlus (2019 <sup>[12]</sup> ).
Utilisation	Utilisation de plastiques par région, application et polymère	Volumes de plastiques par polymère et application fondés sur (Ryberg et al., 2019 <sup>[3]</sup> ) associés aux différents secteurs et régions dans le modèle ENV-Linkages de l'OCDE.
Déchets	Déchets plastiques par région, application et polymère	Modèle ENV-Linkages de l'OCDE, d'après la consommation historique et la durée de vie des produits figurant dans Geyer, Jambeck et Law (2017 <sup>[1]</sup> ).
Gestion des déchets, devenir en fin de vie	Part du recyclage	Sources nationales (tableau A.A.5), Geyer, Jambeck et Law (2017 <sup>[1]</sup> ), et Kaza et al. (2018 <sup>[13]</sup> ) pour les déchets municipaux solides ; les taux pour les déchets non municipaux solides sont supposés correspondre aux taux pour les déchets municipaux solides.
	Part des déchets sauvages	Jambeck et al. (2015 <sup>[14]</sup> ) pour la part dans les déchets municipaux solides ; zéro pour les déchets non municipaux solides.
	Part des autres types de devenir	Régression multi-pays fondée sur Kaza et al. (2018 <sup>[13]</sup> ) <sup>3</sup> ; les taux pour les déchets non municipaux solides sont supposés correspondre aux taux pour les déchets municipaux solides.
	Rejets totaux de macroplastiques	D'après les projections du modèle ENV-Linkages de l'OCDE pour la consommation de plastiques, les déchets et la gestion des déchets, adapté de la méthodologie de

Impacts sur l'environnement	et de microplastiques dans l'environnement par catégorie	Ryberg et al. (2019 <sup>[3]</sup> )
	Rejets et accumulation de plastiques dans les milieux aquatiques	D'après les projections du modèle ENV-Linkages de l'OCDE pour la gestion des déchets, adapté de la méthodologie de Lebreton et Andrady (2019 <sup>[15]</sup> ) .
	Émissions de GES sur le cycle de vie des plastiques	D'après les projections du modèle ENV-Linkages de l'OCDE pour la consommation de plastiques, les déchets et la gestion des déchets, fondées sur Zheng et Suh (2019 <sup>[16]</sup> ).

## 2.2. L'utilisation des plastiques dans le monde connaît une forte croissance

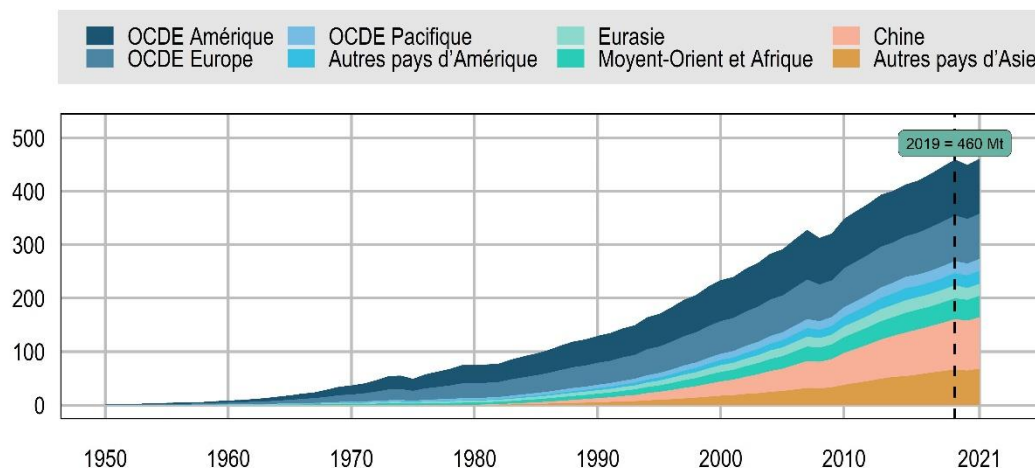
Sous l'effet de la croissance de la population et de la hausse du revenu par habitant, le volume de plastiques utilisés dans le monde – additifs et fibres compris – a atteint 460 Mt en 2019 (Graphique 2.2). Les volumes utilisés de ces polymères synthétiques n'ont cessé d'augmenter<sup>4</sup>, progressant plus rapidement que ceux de tous les autres produits de base, notamment l'acier, l'aluminium et le ciment (AIE, 2018<sup>[2]</sup>).

En 2020, la pandémie de COVID-19 a eu des effets majeurs sur l'utilisation des plastiques. D'une part, la demande de plastiques destinés à la production d'équipements de protection individuelle (dont les masques) a bondi, les repas à emporter ont augmenté au détriment de ceux pris au restaurant, et les achats ont été réalisés plus souvent en ligne et moins dans des commerces physiques. Cependant, les mesures de confinement auxquelles ont été confrontées les entreprises ont fait baisser l'utilisation de plastiques dans l'industrie et le secteur tertiaire. Au final, l'utilisation de plastiques a décliné en 2020 mais a fortement rebondi en 2021. Le chapitre 3 reviendra en détail sur ces incidences.

Si l'on produit et consomme des plastiques partout, les volumes totaux de la demande de plastiques varient sensiblement d'une région à une autre. Actuellement, les pays de l'OCDE et la République populaire de Chine (ci-après appelée « la Chine ») comptent pour deux tiers de l'utilisation (Graphique 2.2). La Chine représente de l'ordre de 20 % de la demande mondiale de plastiques, les États-Unis à peu près 18 %, les pays européens de l'OCDE environ 18 % et le reste des pays de l'OCDE environ 9 %. Néanmoins, le poids relatif de chaque région dans l'utilisation globale des plastiques a évolué, reflétant le dynamisme économique de certaines régions et certains pays. Ainsi la part de l'OCDE dans la consommation totale a-t-elle régulièrement perdu du terrain, passant de 87 % en 1980 à 46 % en 2019. Compte tenu de la dimension mondiale de la pandémie de COVID-19, cette part est restée relativement stable depuis 2019. Toutefois, les parts des États-Unis et de la Chine pourraient avoir légèrement augmenté en 2021, portées par une reprise économique relativement rapide.


## Graphique 2.2. L'utilisation de plastiques dans le monde a quadruplé en 30 ans, les économies émergentes constituant les principaux foyers de croissance

En millions de tonnes (Mt), 1950-2021



Note : Voir Annexe A pour une répartition régionale détaillée selon les régions du modèle ENV-Linkages de l'OCDE.

Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

StatLink  <https://stat.link/a8kewt>

Les plastiques utilisés actuellement sont en majorité des plastiques vierges, fabriqués à partir de pétrole brut ou de gaz. Compte tenu de l'origine fossile des matières premières utilisées et de la forte consommation d'énergie des opérations de raffinage, la majeure partie des émissions de gaz à effet de serre (GES) dues aux plastiques correspond à la phase de production (Encadré 2.1). Les plastiques biosourcés composent un groupe assez restreint de plastiques qui présentent des caractéristiques similaires à celles des plastiques d'origine fossile, mais proviennent de la biomasse (Encadré 2.2). Ensemble, les plastiques d'origine fossile et les plastiques biosourcés forment ce que l'on appelle les plastiques primaires. Les plastiques fabriqués à partir de matières recyclées sont appelés plastiques secondaires. Les plastiques secondaires contribuent moins aux émissions de GES que les plastiques primaires, mais ne représentaient que 6 % de l'utilisation mondiale de plastiques en 2019 (chapitre 4).

### Encadré 2.1. Les plastiques émettent une grande quantité de gaz à effet de serre tout au long de leur cycle de vie.

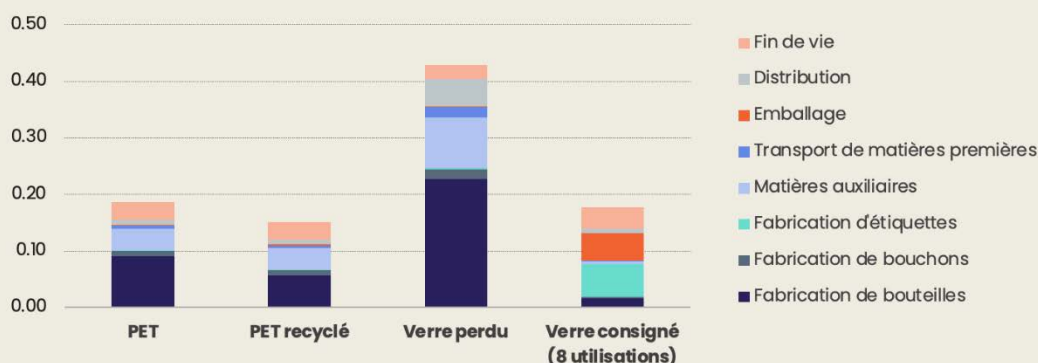
Le mode de production traditionnel des plastiques consiste à transformer des matières premières d'origine fossile en monomères, processus très gourmand en énergie. Le modèle ENV-Linkages de l'OCDE s'appuie sur l'intensité énergétique et l'intensité de facteurs des différents secteurs économiques, combinées à l'intensité d'émissions de leurs procédés, pour estimer les émissions de GES dans l'économie. De plus, pour quantifier les émissions liées aux plastiques, cette approche est complétée par des facteurs d'émissions liés au cycle de vie des plastiques. Sur la base de ces calculs, les émissions de GES des plastiques d'origine fossile en 2019 ont été estimées à 1.8 gigatonnes d'équivalent dioxyde de carbone (Gt éq. CO<sub>2</sub>), soit 3.4 % des émissions totales<sup>5</sup>. Pour pouvoir atteindre les objectifs de l'Accord de Paris, il faudra réduire les émissions liées aux plastiques.

La production et la transformation en produits représentent environ 90 % des émissions des plastiques d'origine fossile tout au long de leur cycle de vie. Les émissions de GES associées à la production de polymères et à leur transformation en produits dépendent du polymère considéré (variant entre 2.7 et 6.3 t éq. CO<sub>2</sub> par tonne de plastiques). Les émissions en fin de vie diffèrent sensiblement selon le mode d'élimination, l'incinération étant le mode qui émet le plus de GES (2.3 t éq. CO<sub>2</sub> par tonne de plastiques). Cependant, certaines émissions peuvent être compensées lorsque l'énergie est récupérée par valorisation énergétique des déchets (Gómez-Sanabria et al., 2018<sub>[17]</sub>). Le recyclage émet directement 0.9 t éq. CO<sub>2</sub> par tonne de plastiques, mais l'utilisation de plastiques secondaires permet d'éviter une partie des émissions associées à la production de plastiques primaires. L'enfouissement en décharge contrôlée est le mode d'élimination le moins émissif s'agissant des émissions directes, puisqu'il dégage moins de 0.1 t éq. CO<sub>2</sub> par tonne de plastiques, mais il ne génère pas d'énergie qui puisse servir ailleurs. L'impact des rejets de plastiques sur les GES n'est pas pris en compte dans les calculs, mais dans des recherches récentes fondées sur les données expérimentales de Royer et al. (2018<sub>[18]</sub>), Shen et al. (2020<sub>[19]</sub>) estiment les émissions annuelles de méthane à environ 2 Mt éq. CO<sub>2</sub>.

Le remplacement du plastique par d'autres matériaux peut-il donc réduire l'empreinte carbone de la consommation (Franklin Associates, 2018<sub>[20]</sub>) ? La réponse demeure ambiguë, notamment à cause de la composante comportementale de l'utilisation d'un produit ainsi que de la gestion du produit en fin de vie. Par exemple, comme l'illustre le Graphique 2.3, l'empreinte carbone d'une bouteille en plastique n'est pas nécessairement plus élevée que celle d'une bouteille en verre.

### Graphique 2.3. L'empreinte carbone d'une bouteille en verre non consignée est supérieure à celle d'une bouteille en plastique équivalente.

Comparaison de bouteilles de lait d'un litre, en kg éq. CO<sub>2</sub>



Note : R-PET= 100 % polyéthylène téréphtalate (PET) recyclé.

Source : Stefanini et al. (2020<sub>[21]</sub>).

Les plastiques doivent leur polyvalence à la diversité des polymères que l'on peut produire (Tableau 2.2). Le Graphique 2.4 donne un aperçu des polymères les plus couramment employés et de leurs applications. Différents polymères ont différentes propriétés. Par exemple, les thermoplastiques peuvent être refondus et remoulés, tandis que les thermodurcissables sont durcis de façon irréversible. Les élastomères ont des propriétés élastiques et les fibres peuvent être constituées de différents polymères mais sont définies par leur forme. Les plastiques biosourcés sont fabriqués à partir de biomasse et non pas de combustibles fossiles (Encadré 2.2). Les polymères sont en outre fréquemment mélangés ou utilisés en « composés » avec une large gamme d'additifs, ce qui permet de personnaliser un peu plus les plastiques et d'améliorer leurs performances. Les additifs servent principalement à prévenir le vieillissement, à colorer le plastique, à rendre flexibles des matériaux rigides, à faire fonction de lubrifiant, à modifier la résistance aux chocs, à réduire l'inflammabilité et à produire de la mousse utilisée comme agent d'expansion.

**Tableau 2.2. La large gamme de polymères permet une multitude d'applications des plastiques.**

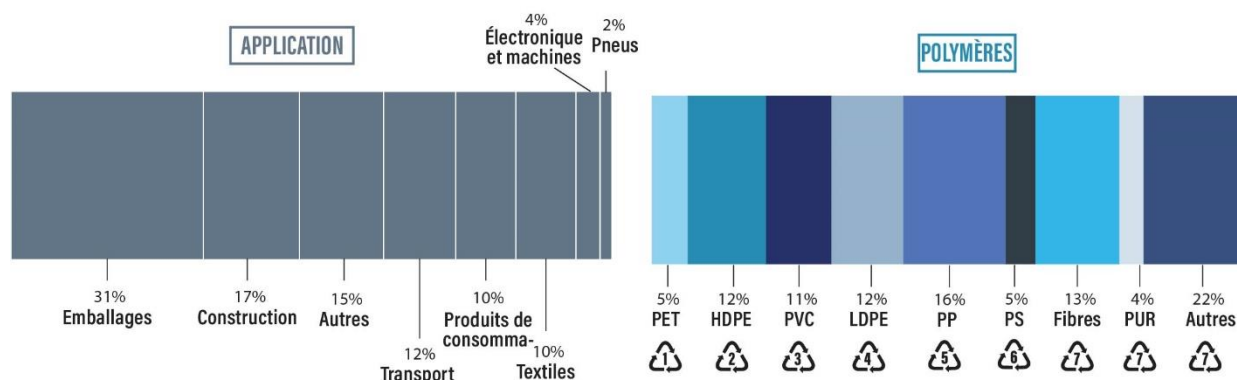
Polymère	Abréviation	Exemples d'utilisation
Polypropylène	PP	Emballage alimentaire, pièces automobiles
Polyéthylène basse densité	PEBD	Sacs réutilisables, film d'emballage alimentaire
Polyéthylène haute densité	PEHD	Jouets, flacons de shampoing, tuyaux
Polychlorure de vinyle	PVC	Châssis de fenêtre, revêtements de sol, tuyaux, isolation de câbles
Polystyrène	PS	Emballage alimentaire, isolation, matériel électronique
Téréphtalate de polyéthylène	PET	Bouteilles pour boisson
Polyuréthane	PUR	Isolation, matelas
ABS, élastomères, plastiques biosourcés, PBT, PC, PMMA, PTFE...	Autres	Pneus, emballage, électronique, automobile...
Fibres constituées de différents polymères	Fibres	Utilisées pour les textiles, mais aussi dans de nombreux autres secteurs

Note : « ABS » désigne l'acrylonitrile butadiène styrène, « PBT » le polytéréphtalate de butylène, « PC » le polycarbonate, « PMMA » le polyméthacrylate de méthyle (également connu sous le nom de plexiglas) et « PTFE » le polytétrafluoroéthylène.

Les applications d'emballage, de bâtiment et de transport représentent à elles toutes plus de 60 % de l'utilisation totale de plastiques<sup>6</sup>. Les autres principales applications des plastiques sont les textiles, les produits de consommation ménagers et les produits non ménagers ou institutionnels, l'électronique, les machines et les pneus (Graphique 2.4).

**Graphique 2.4. Utilisation mondiale des plastiques par application et par polymère**

Part des plastiques par application et par polymère, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.



### Encadré 2.2. Les plastiques biosourcés offrent un potentiel, à condition de gérer les effets sur l'utilisation des sols.

Les plastiques biosourcés sont fabriqués à partir de biomasse telle que le maïs, la canne à sucre, le blé ou les résidus d'autres procédés. Leur production génère moins d'émissions de gaz à effet de serre que celle des plastiques d'origine fossile. Certains sont conçus comme des résines de substitution (en remplacement des plastiques d'origine fossile), tandis que d'autres sont des résines de type différent aux propriétés différentes. La majorité de ces plastiques sont destinés à la fabrication d'emballages (53 %) et de textiles (11 %). L'Asie demeure la région qui possède la plus grande capacité de production de plastiques biosourcés (45 %), suivie par l'Europe (25 %), l'Amérique du Nord (18 %) et l'Amérique du Sud (12 %) (European Bioplastics, 2019<sup>[22]</sup>). En 2019, les plastiques biosourcés représentaient environ 2 Mt, ou 0.6 % de l'ensemble des plastiques. Leur volume augmente, mais pas plus rapidement que celui des autres types de plastiques (base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE).

Le Tableau 2.3 compare les émissions de GES « from cradle to gate », « de l'extraction au départ de l'usine », (phases d'extraction, raffinage et production) associées aux matières premières fossiles et biosourcées. Une valeur négative correspond aux cas où la quantité de carbone incorporée dans le produit est supérieure à la quantité de carbone émise pendant le raffinage et la transformation. Cela étant, même si les plastiques biosourcés présentent un tableau favorable sur le plan des émissions de GES, leur impact environnemental est sujet à controverse en raison de possibles modifications indirectes de l'affectation des terres comme la déforestation, qui pourraient entraîner d'importantes émissions de GES. En outre, si la forêt tropicale ou d'autres milieux naturels sont sacrifiés pour faire de la place à des surfaces agricoles supplémentaires, s'ensuivront un déclin de la biodiversité et des émissions de carbone ponctuelles (Brizga, Hubacek et Feng, 2020<sup>[23]</sup>). Quant à savoir si le bilan carbone global est ou non positif, cela dépend, entre autres, des hypothèses retenues concernant la surface de zones naturelles qui serait réaffectée (directement pour les matières premières destinées à la fabrication de plastiques biosourcés ou indirectement pour les activités agricoles qui doivent concurrencer les matières premières destinées à la fabrication de plastiques biosourcés pour les terres arables) et de la méthode utilisée pour mettre en balance les pertes ponctuelles et les bénéfices annuels récurrents (Liptow et Tillman, 2012<sup>[24]</sup> ; Walker et Rothman, 2020<sup>[25]</sup>).

À l'heure actuelle, seulement 0.7 million d'hectares, soit 0.02 % des terres agricoles mondiales, sont utilisés pour la culture de matières premières destinées à la fabrication de plastiques biosourcés (European Bioplastics, 2019<sup>[22]</sup>). Par conséquent, la pression supplémentaire qui s'exerce sur les terres agricoles est actuellement négligeable et le restera dans les années à venir, même si les taux de croissance atteignent des niveaux élevés.

#### Tableau 2.3. Les bioplastiques pourraient réduire les émissions de GES liées à la production de plastiques, à condition d'éviter les effets négatifs des modifications indirectes de l'affectation des terres.

Matière	Polymère d'origine fossile (kg éq. CO <sub>2</sub> /kg)	Polymère biosourcé (kg éq. CO <sub>2</sub> /kg)
PEHD	1.9 – 2 <sup>a</sup>	-0.55 – -0.88 <sup>b</sup>
PET	2.2 – 3 <sup>c</sup>	1 – 2.4 <sup>d</sup>
PP	1.8 – 2 <sup>e</sup>	-0.2 – -0.3 <sup>f</sup>

Note : Seules les évaluations « from cradle to gate » (de l'extraction au départ de l'usine) sont présentées dans le tableau. Cela signifie que l'extraction, le raffinage et la production du produit sont les seuls éléments pris en compte, pas son utilisation ni sa fin de vie. Une valeur négative correspond aux cas où la quantité de carbone incorporée dans le produit est supérieure à la quantité de carbone émise pendant le raffinage et la transformation. PEHD = polyéthylène haute densité ; PET = polyéthylène téréphtalate ; PP = polypropylène  
Source : (a) Vanderreydt et al. (à paraître<sup>[26]</sup>), (b) Tsiropoulos et al. (2015<sup>[27]</sup>), (c) Akanuma, Selke et Auras (2014<sup>[28]</sup>), Semba et al. (2018<sup>[29]</sup>), (d) Tsiropoulos et al. (2015<sup>[27]</sup>), (e) Broeren et al. (2017<sup>[30]</sup>), (f) Chen et Patel (2011<sup>[31]</sup>).

Les indicateurs normalisés, tels que l'intensité d'utilisation de plastiques rapportée au PIB et l'utilisation de plastiques par habitant, permettent de comparer l'utilisation de plastiques entre les régions (Tableau 2.4). L'utilisation de plastiques par habitant est hétérogène selon les régions : un habitant des États-Unis utilise 255 kg de nouveaux plastiques en moyenne chaque année, quand une personne habitant en Afrique subsaharienne en utilise en moyenne moins d'un dixième. En revanche, l'intensité d'utilisation de plastiques rapportée au PIB dans le monde se situe dans une fourchette plus étroite allant de 2.5 à 4.5 tonnes par million USD (t/M\$). L'intensité d'utilisation de plastiques des pays de l'OCDE s'élève à 3.7 tonnes par million USD, tandis que celle des pays non membres de l'OCDE est de 3.4 tonnes. Cette corrélation s'observe également dans l'utilisation des plastiques par habitant – 156 kg par habitant dans les pays membres de l'OCDE et 39 kg par habitant dans les pays non membres. Le seul cas particulier du tableau concerne l'Afrique subsaharienne, qui affiche l'utilisation de plastiques par habitant la plus faible (16 kg/habitant) mais l'intensité d'utilisation de plastiques la plus élevée (4.5 tonnes par million USD). Cette intensité élevée s'explique par le niveau très faible du PIB par habitant de l'Afrique subsaharienne en 2019 (environ cinq fois inférieur à celui du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord et deux fois inférieur à celui de l'Inde).

**Tableau 2.4. Le PIB est un facteur clé de l'utilisation de plastiques dans le monde.**

2019

		Utilisation de plastiques par habitant (kg/habitant)	Intensité d'utilisation de plastiques rapportée au PIB (t/million USD en PPA)	
Monde		60.1	3.5	
OCDE		155.8	3.7	
Non-OCDE		39.3	3.4	
OCDE	OCDE Amérique	États-Unis	255.2	4.3
		Canada	202.2	4.3
		Autres pays d'Amérique membres de l'OCDE	65.4	3.6
	OCDE Europe	Pays de l'UE membres de l'OCDE	152.9	3.6
		Pays de l'OCDE non membres de l'UE	124.3	3.5
	OCDE Pacifique	OCDE Asie	102.4	2.6
		OCDE Océanie	143.9	3.1
Non-OCDE	Autres pays d'Amérique	Amérique latine	50.9	3.5
	Eurasie	Autres pays de l'UE	103.0	4.1
		Autres pays d'Eurasie	66.7	3.7
	Moyen-Orient et Afrique	Moyen Orient et Afrique du Nord	47.1	2.5
		Autres pays d'Afrique	15.9	4.5
	Autres pays d'Asie	Chine	69.0	3.7
		Inde	22.1	14.6
Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE		31.7	3.2	

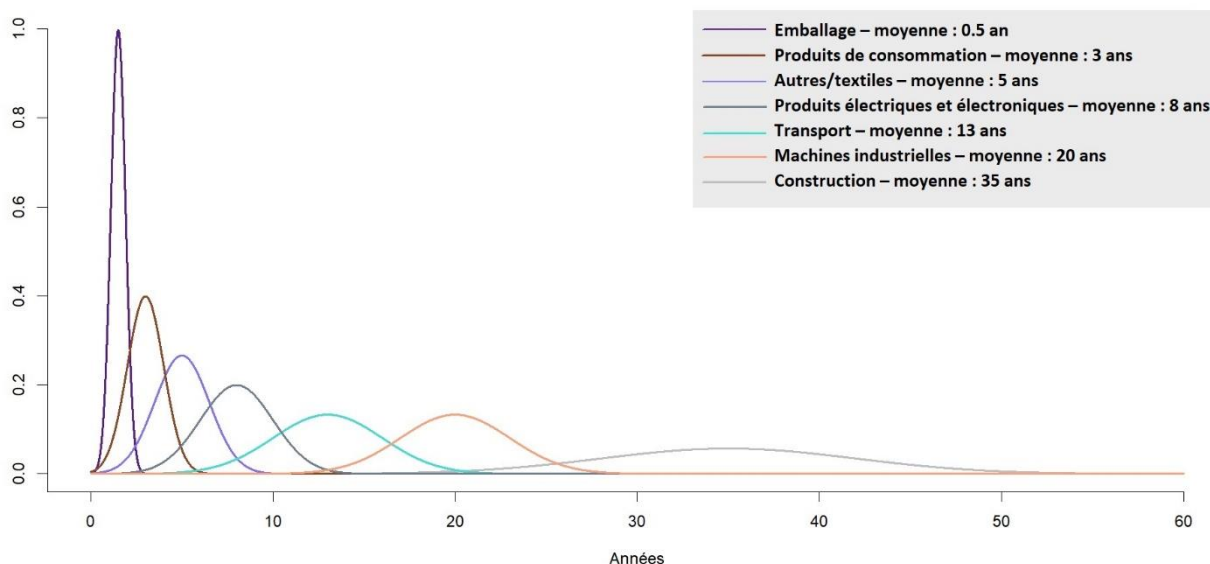
Source : base de données de l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

### 2.3. La production de déchets plastiques est déterminée par l'utilisation des plastiques et la durée de vie des produits

La production de déchets plastiques est étroitement liée à la manière dont les plastiques sont utilisés. La durée de vie moyenne globale d'un produit en plastique est de près de dix ans, mais dépend de l'usage qui en est fait (Graphique 2.5). Les emballages ont une durée de vie moyenne extrêmement courte, tandis que les plastiques employés dans le secteur de la construction peuvent être utilisés pendant plusieurs décennies. Par conséquent, les déchets d'emballages représentent une part importante (42 %) de la production totale de déchets plastiques.

#### Graphique 2.5. La durée de vie moyenne globale d'un produit en plastique va de six mois à 35 ans.

Distribution de la durée de vie des produits



Source : Geyer, Jambeck et Law (2017<sup>[1]</sup>).

La production mondiale de déchets plastiques peut être estimée à partir de la quantité de plastiques utilisée au cours des dernières décennies, des échanges internationaux de plastiques et de produits en plastique et de la durée de vie moyenne des applications plastiques (voir Annexe A pour de plus amples précisions méthodologiques). D'après la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, 353 Mt de déchets plastiques ont été produits en 2019.

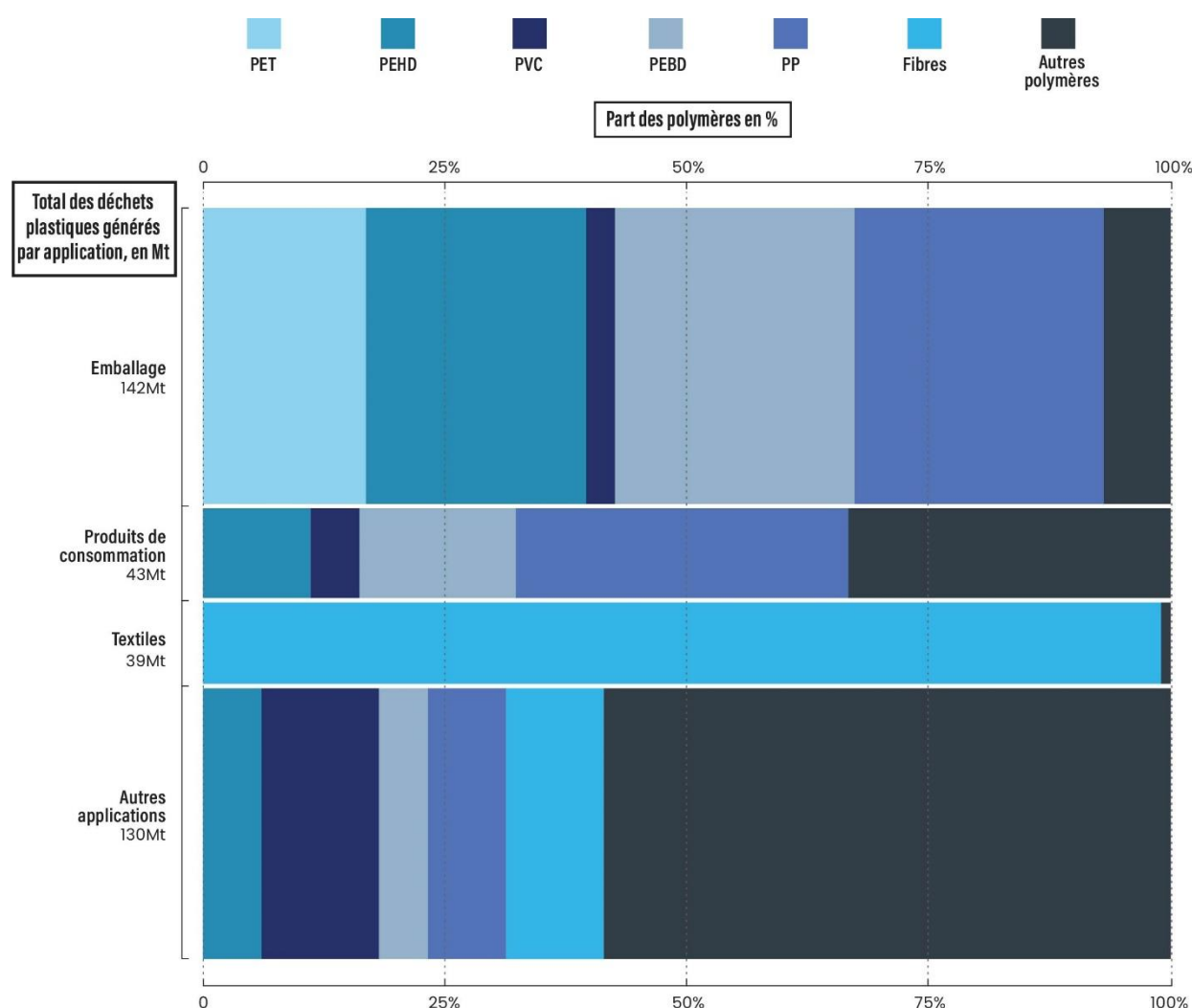
Au stade des déchets, la facilité de recyclage et la mobilité potentielle en cas de rejet dans l'environnement dépendent de la nature du polymère, de la forme dimensionnelle et de la taille de l'objet, du mélange d'additifs et des éléments et matériaux ajoutés lors de l'assemblage. Le Graphique 2.6 montre que l'on ne rencontre pas les mêmes applications et polymères aux stades « déchets » et « consommation ». La prédominance du PP, du PEBD et du PEHD s'accroît encore au stade des déchets, ces matières étant souvent utilisées dans des emballages à durée de vie courte. De même, comme il sert principalement à la fabrication d'emballages, le PET se transforme en déchet rapidement après son utilisation initiale. À l'inverse, le PVC et le PUR sont destinés principalement à des applications à longue durée de vie. Ils ne deviennent des déchets qu'au bout d'un grand nombre d'années. Ces longs cycles de vie, combinés à des taux élevés de croissance de l'utilisation, expliquent que ces polymères soient relativement moins présents au stade des déchets qu'à celui de l'utilisation des produits. En revanche, les polymères à long cycle de vie représentent une part relativement élevée du stock de plastiques présent dans l'économie.

La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE indique que l'OCDE génère près de la moitié de l'ensemble des déchets plastiques : les États-Unis en produisent 21 %, les pays européens de l'OCDE 19 % et les autres pays de l'OCDE 9 %. En dehors de la zone OCDE, la Chine produit 19 % des déchets plastiques mondiaux, l'Inde 5 % et le reste du monde 27 %.

En termes de déchets par habitant, la situation dans le monde est très hétérogène (Tableau 2.5). En 2019, les États-Unis affichaient l'empreinte de déchets plastiques la plus élevée, avec 221 kg par habitant, tandis que les pays européens de l'OCDE produisaient 114 kg de déchets plastiques par habitant. La Corée et le Japon produisent relativement peu de déchets plastiques en comparaison des autres pays industrialisés : 69 kg en moyenne par habitant. Enfin, la Chine a produit en 2019 47 kg de déchets plastiques par habitant et l'Inde seulement 14.

### Graphique 2.6. Près de deux tiers des déchets plastiques proviennent de produits à durée de vie relativement courte tels que les emballages, les produits de consommation et les textiles

Déchets plastiques générés (Mt), 2019



Note : PEHD = polyéthylène haute densité ; PET = polyéthylène téréphtalate ; polyéthylène haute densité ; PVC = polychlorure de vinyle ; PEBD = polyéthylène basse densité ; PP = polypropylène.

Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

## Tableau 2.5. La production de déchets plastiques par habitant est très variable dans le monde

Kg/habitant, 2019

			Déchets plastiques par habitant (kg/habitant)
OCDE	OCDE Amérique	États-Unis	220.5
		Canada	177.9
		Autres pays d'Amérique membres de l'OCDE	57.9
	OCDE Europe	Pays de l'UE membres de l'OCDE	121.6
		Pays de l'OCDE non membres de l'UE	94.4
	OCDE Pacifique	OCDE Asie	68.9
		OCDE Océanie	62.1
Non-OCDE	Autres pays d'Amérique	Amérique latine	43.4
	Eurasie	Autres pays de l'UE	75.5
		Autres pays d'Eurasie	53.0
	Moyen-Orient et Afrique	Moyen Orient et Afrique du Nord	37.6
		Autres pays d'Afrique	14
	Autres pays d'Asie	Chine	46.6
		Inde	14.0
		Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	21.4

Source : base de données de l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

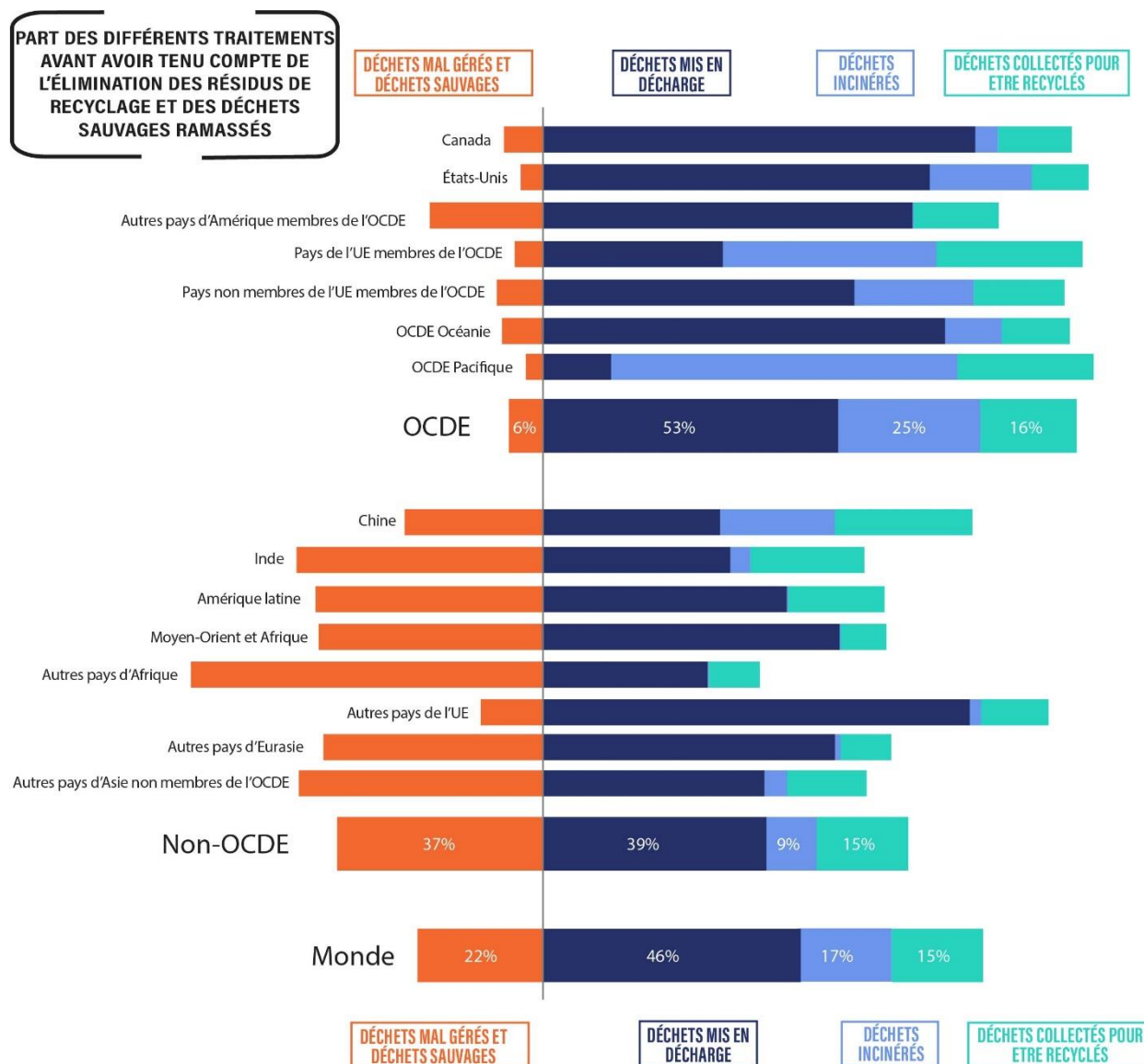
### 2.4. La gestion des déchets plastiques est de qualité variable d'un pays à l'autre

Ce qu'il advient des plastiques en fin de vie dépend des capacités de gestion des déchets et des réglementations locales. Comme l'illustre le Graphique 2.1, la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE distingue cinq catégories de traitement des déchets (recyclage, incinération, enfouissement, déchets mal gérés et déchets sauvages). Sur le Graphique 2.7, les déchets collectés pour être recyclés désignent les déchets plastiques qui sont collectés en vue d'être recyclés et qui produiront, après leur transformation, des plastiques secondaires. L'incinération désigne l'incinération dans une installation industrielle à la pointe de la technologie. Le troisième mode de gestion sûre des déchets est l'enfouissement en décharge contrôlée. Bien souvent, malheureusement, les déchets plastiques sont mal gérés. La catégorie des déchets mal gérés vise à quantifier les plastiques en fin de vie présents dans des zones dépourvues d'installations de pointe pour la collecte ou le traitement des déchets. Les déchets plastiques en question peuvent ne pas être collectés, être collectés mais ensuite déposés dans des décharges non contrôlées, ou être collectés pour être abandonnés dans l'environnement, par exemple directement dans la mer ou dans les eaux libres. Enfin, les déchets sauvages sont différents des déchets mal gérés, car l'abandon de déchets dans la nature n'est pas nécessairement corrélé à l'existence d'infrastructures de base pour la collecte et l'élimination des déchets. Cette catégorie regroupe à la fois les débris, c'est-à-dire les emballages ou autres produits que les usagers abandonnent dans la nature, et les volumes de déchets plus importants que certains producteurs de plastiques abandonnent dans la nature dans l'objectif conscient de contourner la législation (déchets du bâtiment, par exemple). Les déchets sauvages peuvent soit être ramassés lors du balayage des rues et par d'autres actions de nettoyage, soit ne pas être ramassés et se répandre dans l'environnement. Il existe également des plastiques biodégradables qui peuvent être compostés au stade des déchets (European Bioplastics, 2019<sup>[22]</sup>) (chapitre 5), mais la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE ne compile pas de données sur cette catégorie en raison de son faible volume.

Dans la plupart des cas, les divergences des capacités de gestion des déchets s'expliquent par la réglementation, les caractéristiques géographiques et démographiques et d'autres variables. Dans les pays à faible revenu, le rythme de la croissance économique peut dépasser celui de l'amélioration des capacités de collecte et d'élimination, ce qui se traduit par une augmentation des volumes de déchets mal traités. En contrepartie, les pays à faible revenu ont généralement de faibles coûts de main-d'œuvre, qui font de la collecte et du tri manuels de haute qualité des déchets recyclables une option économiquement viable. Les pays peuvent donc être confrontés à différents défis en matière de gestion des déchets, en fonction de leur stade de développement économique (Graphique 2.7).

### Graphique 2.7. Il y a davantage de déchets plastiques mal gérés que collectés pour être recyclés.

Part des plastiques traités par catégorie de gestion des déchets, avant pertes au recyclage, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

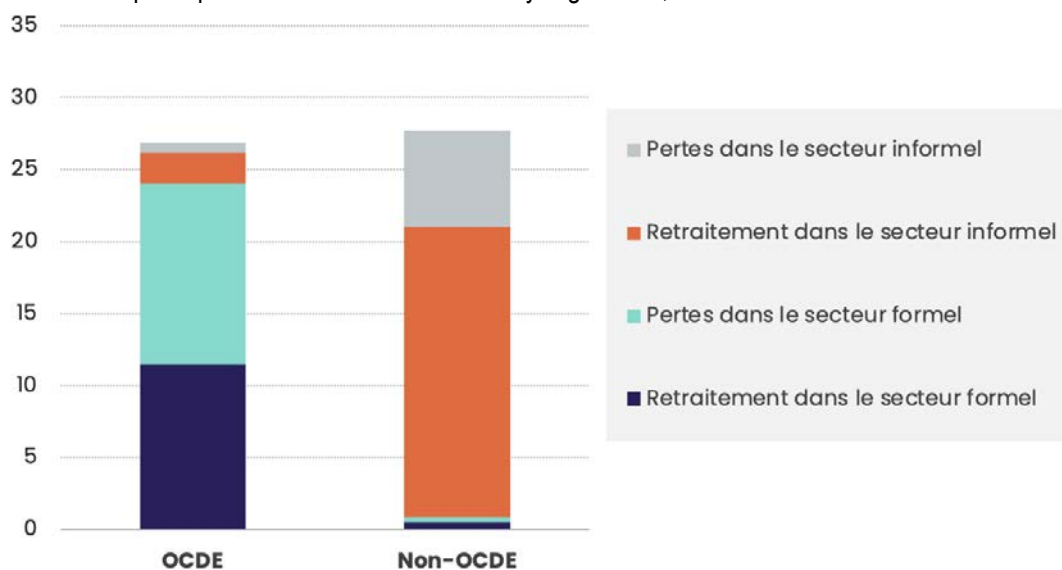
StatLink  <https://stat.link/71tk5>

En 2019, 15 % des déchets plastiques (55 Mt) dans le monde ont été collectés en vue d'être recyclés<sup>7</sup>. Les pays de l'Union européenne ainsi que la Chine, la Corée, l'Inde et le Japon affichent des taux de recyclage supérieurs à la moyenne. Les principaux facteurs favorables au recyclage en Europe, en Corée et au Japon sont l'existence de vastes installations de collecte séparée et les dispositifs de responsabilité élargie des producteurs (REP), qui imposent un devoir de recyclage aux producteurs de produits et d'emballages en plastique (chapitre 6). Dans d'autres régions du monde, le recyclage s'opère principalement sous l'impulsion de l'économie informelle, avec le souci de tirer parti de la valeur de certains plastiques (chapitre 4).

Les facteurs économiques régionaux sous-jacents non seulement déterminent les volumes de déchets plastiques collectés pour être recyclés mais ont aussi une incidence sur les pertes occasionnées durant le recyclage (Graphique 2.8). À l'échelle mondiale, presque 40 % des plastiques collectés en vue d'être recyclés (soit près de 22 Mt) sont perdus au cours du processus de recyclage et rejoignent les rangs des déchets incinérés, mis en décharge ou mal gérés. En particulier, lorsque les systèmes formels de collecte de déchets sont financés par l'État et gratuits pour les usagers, ils récupèrent généralement de grandes quantités de plastiques non recyclables et de matières non plastiques qu'il faut extraire. Ces matières plastiques sont comptabilisées comme des pertes au recyclage. Inversement, dans les systèmes informels, les ramasseurs de déchets ciblent de façon sélective les plastiques de valeur élevée au point de collecte, réduisant ainsi le volume perdu lors du nettoyage et du tri de manière à obtenir le prix maximum. Il existe donc des différences régionales importantes en matière de recyclage, tant en termes de volumes que de pratiques (voir chapitre 4 pour un exposé plus approfondi sur les pratiques de recyclage et les marchés des plastiques secondaires).

### Graphique 2.8. Les volumes et les pertes en matière de recyclage formel et informel varient d'une région à l'autre.

Volume de déchets plastiques collectés à des fins de recyclage en Mt, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE ; Cottom, Cook et Velis (2020<sup>[9]</sup>), "Spatio-temporal quantification of plastic pollution origins and transportation (SPOT)", <https://plasticpollution.leeds.ac.uk/toolkits/spot>.

En 2019, dans le monde, 60 Mt de déchets plastiques produits, 6 Mt de résidus de recyclage des plastiques et 1 Mt de déchets sauvages ramassés ont été incinérés dans des installations industrielles, tandis que 162 Mt de déchets produits, 11 Mt de résidus et 1 Mt de déchets sauvages ramassés ont été enfouis dans des décharges contrôlées. Le choix de l'incinération ou de la mise en décharge des déchets plastiques, en particulier les déchets municipaux solides, dépend des infrastructures historiques, de la réglementation, de la densité démographique locale et des coûts (Encadré 2.3). L'enfouissement en décharge contrôlée nécessitant de grandes surfaces de terrain, les pays et régions densément urbanisés tels que le Japon et l'Europe occidentale privilégient largement l'incinération. Cependant, étant donné que l'incinération contrôlée coûte presque trois fois plus cher que la mise en décharge, les pays et villes qui ont moins de contraintes d'espace continuent d'utiliser en priorité l'enfouissement en décharge contrôlée.

### Encadré 2.3. Les effets de l'incinération sur l'environnement sont mitigés.

Une usine d'incinération de déchets est une installation industrielle dédiée au traitement thermique des déchets. Pour réduire au minimum les émissions potentiellement dangereuses, les usines les plus modernes intègrent de vastes systèmes de dépollution de l'air. Plusieurs technologies sont disponibles, mais les incinérateurs à grille mobile représentent plus de 93 % de la capacité mondiale en raison de leur aptitude à traiter des flux de déchets aux caractéristiques variées. L'incinération des déchets coûte cher – presque trois fois plus que la mise en décharge. Son principal avantage tient à ce qu'elle réduit le poids et le volume des déchets. En effet, les cendres restantes ne pèsent qu'environ 25 % du poids d'origine des déchets et le volume des déchets peut être réduit dans une proportion allant jusqu'à 90 %, ce qui amoindrit fortement les besoins d'enfouissement (Neuwahl et al., 2019<sup>[32]</sup>). Par conséquent, dans les mégalopoles et les zones urbanisées où les terrains sont rares et où le public s'oppose vigoureusement à la création de nouvelles décharges, l'incinération peut être une solution pour éliminer de grandes quantités de déchets.

Lorsque l'énergie libérée pendant l'incinération est récupérée, on parle de « valorisation énergétique des déchets ». Les installations de valorisation énergétique des déchets non triés les plus modernes sont capables de récupérer 25 % environ de l'énergie contenue dans les déchets sous forme d'électricité, alors que les installations plus anciennes en récupèrent beaucoup moins (Lombardi, Carnevale et Corti, 2015<sup>[33]</sup> ; Pavlas et al., 2011<sup>[34]</sup>). Il est en outre possible d'accroître l'efficacité énergétique de ces installations en récupérant la chaleur produite pour l'utiliser dans les processus industriels ou les zones résidentielles des environs. Néanmoins, en raison de la nature des matières premières et des priorités opérationnelles, les usines d'incinération de déchets peuvent avoir un rendement énergétique sensiblement inférieur à celui des installations de production d'énergie au charbon ou au gaz (Pavlas et al., 2011<sup>[34]</sup> ; Colmenar-Santos et al., 2018<sup>[35]</sup>). Les usines européennes sont celles qui récupèrent le plus d'énergie par tonne de déchets municipaux solides. Cela s'explique par une combinaison de mesures réglementaires et d'incitations financières et par la composition des déchets incinérés. En effet, les modes de vie et la pratique du tri aidant, les déchets non triés en Europe ont un pouvoir calorifique plus élevé, car ils contiennent moins de matières organiques (humides) qu'ailleurs.

Il existe environ 2 450 usines d'incinération des déchets en activité dans le monde. Au total, ces usines ont traité de l'ordre de 400 Mt de déchets municipaux solides et autres flux de déchets en 2019. Les incinérateurs de déchets sont fortement concentrés dans les pays de l'OCDE et en Chine. La Corée et le Japon disposent de nombreux petits incinérateurs d'une capacité moyenne d'environ 60 000 tonnes, contre environ 200 000 tonnes dans les pays européens de l'OCDE et près de 400 000 tonnes aux États-Unis et en Chine.

Ecoprog (2020<sup>[36]</sup>) s'attend à ce que les capacités mondiales augmentent de plus de 3 % par an au cours de la prochaine décennie, mais avec des différences marquées entre les régions. La croissance interviendra presque exclusivement en Chine et dans les pays d'Asie non membres de l'OCDE. Des



pays européens de l'OCDE tels que le Royaume-Uni ou la Pologne mettront en service des capacités supplémentaires, mais la croissance globale devrait être faible. En Corée et au Japon, la fermeture progressive de petits incinérateurs non rentables entraînera une légère baisse de la capacité totale. Le marché aux États-Unis et au Canada devrait rester stable. De nombreux projets de construction d'incinérateurs de déchets en dehors de ces régions sont à l'étude, mais par le passé, les projets de ce type ont été abandonnés en raison de problèmes financiers, d'incertitudes liées au cadre juridique, de la résistance du public et du manque d'expertise locale. Par conséquent, la croissance en Afrique et en Amérique latine devrait être modeste au cours de la prochaine décennie mais pourrait s'accélérer ensuite sous l'effet de la croissance de la population et des mégapoles.

Les incinérateurs de déchets servent généralement à traiter des déchets non triés, qui comprennent des plastiques. Les effets de l'incinération des déchets (plastiques) sur l'environnement sont ambigus. Les avantages induits par la valorisation énergétique des déchets sont contrebalancés par les impacts environnementaux liés aux cendres, aux émissions résiduelles et aux gaz à effet de serre (Dijkgraaf et Vollebergh, 2004<sup>[37]</sup> ; Dubois, 2013<sup>[38]</sup>). La plupart des études concluent que l'impact global sur l'environnement de l'incinération des déchets avec valorisation énergétique est meilleur que celui de la mise en décharge, mais pire que celui du recyclage (Lazarevic et al., 2010<sup>[39]</sup> ; Civancik-Uslu et al., 2021<sup>[40]</sup>). L'incinération détruit également les matériaux qui pourraient alimenter l'économie circulaire, qui vise à boucler la boucle des matières et à préserver la valeur maximale des matières au long de différents cycles. Autre inconvénient de l'incinération, les installations ont une haute intensité capitaliste, ce qui incite les opérateurs à les exploiter au maximum de leurs capacités. Par conséquent, les investissements à grande échelle dans l'incinération des déchets pourraient conduire à un « verrouillage » de ces infrastructures pour de nombreuses années et donc à une concurrence entre les secteurs de l'incinération et du recyclage pour l'accès aux matières premières (PNUE, 2019<sup>[41]</sup>). Cela vaut en particulier pour les investissements liés à la récupération de chaleur et aux réseaux de chauffage central urbain. Pour accélérer la transition vers l'économie circulaire, il y aura lieu de remplacer progressivement l'incinération des déchets par le recyclage et la prévention des déchets.

Dans de nombreux pays émergents, le manque de capacités techniques, la mauvaise gouvernance et l'insuffisance des ressources financières à l'échelon des municipalités entravent grandement l'amélioration des pratiques de gestion des déchets. Les déchets mal gérés forment une vaste catégorie. Ils comprennent les déchets qui n'ont pas été collectés et sont par conséquent « autogérés » par leurs producteurs, qui les abandonnent sur terre, dans les cours d'eau ou les lacs, ou les brûlent à ciel ouvert de façon incontrôlée. Cette catégorie comprend également des déchets qui ont été collectés pour être ensuite laissés dans des décharges non contrôlées où l'on ne prend pas suffisamment de précautions pour empêcher les interactions entre les déchets et l'environnement naturel ou les récepteurs humains. Ces pratiques ont cours principalement dans les pays en développement, mais se rencontrent également dans des économies plus matures.

De l'ordre de 79 Mt (73 Mt de déchets, 5 Mt de résidus de recyclage et 1 Mt de déchets sauvages ramassés) font l'objet d'une mauvaise gestion chaque année au niveau mondial. D'après les estimations, près de 43 % de ce volume (34 Mt) sont captés à l'intérieur de décharges sauvages où la dégradation et l'interaction avec l'environnement sont proches de zéro. Un tiers (26 Mt) est brûlé à ciel ouvert de façon incontrôlée. Les responsables sont le plus souvent des ménages qui doivent gérer leurs déchets car ils ne disposent pas de services de collecte, mais cette pratique peut aussi avoir lieu dans des dépotoirs où les déchets sont brûlés délibérément à des fins de réduction de volume ou de récupération de métaux précieux. Les déchets peuvent également prendre feu lors d'incendies accidentels ou spontanés. On considère que le reste est rejeté dans les milieux terrestres et aquatiques (section 2.5 et Annexe A). Plus précisément, l'Université de Leeds (Encadré 2.4) estime que 10 % environ des déchets mal gérés sont abandonnés directement sur terre en l'absence de système formel de collecte des déchets, tandis que d'autres voies importantes de rejet incluent les déchets déversés directement dans les milieux aquatiques,

les résidus de recyclage abandonnés dans la nature, les pertes des décharges non contrôlées et les pertes lors de la collecte et du transport.

Les déchets sauvages représentent une forme particulière de gestion inadéquate des déchets, qui reste malheureusement un problème auquel sont confrontés tous les pays, même les économies matures. En 2019, plus de 4 Mt de déchets sauvages ont été générés dans le monde. Selon les estimations, 3 Mt de ces déchets ont été collectés lors du balayage des rues ou par d'autres moyens en vue de leur élimination dans un incinérateur industriel ou une décharge, environ 1 Mt ont été collectés mais ensuite brûlés à ciel ouvert ou envoyés dans des décharges non contrôlées et 1 Mt n'ont pas été collectés et ont probablement été abandonnés dans l'environnement (section 2.5 et Annexe A). Cependant, comme l'ont souligné Boucher et al. (2020<sup>[42]</sup>), les déchets non ramassés sont particulièrement difficiles à mesurer.

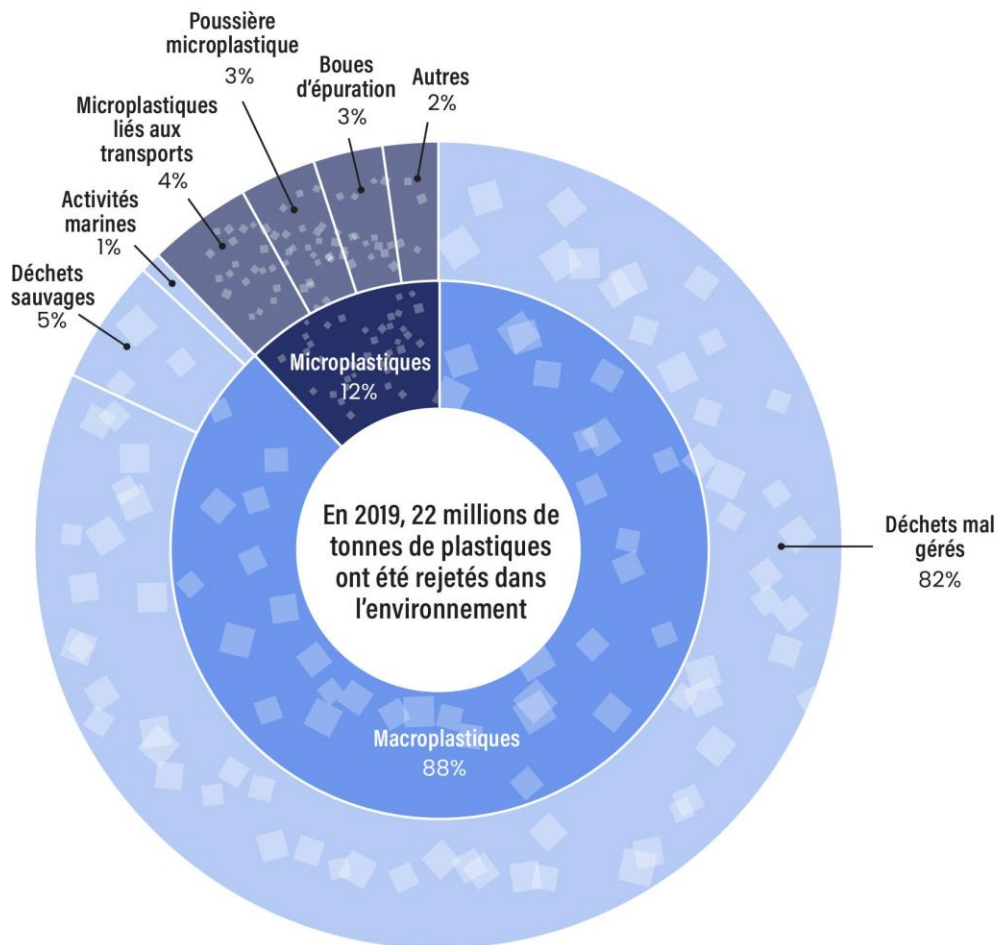
## 2.5. Le volume de plastiques rejetés est non négligeable

Des éléments attestent que les plastiques sont désormais rejetés dans tous les grands bassins océaniques, les plages, les cours d'eau, les lacs, les milieux terrestres et même des régions reculées comme l'Arctique et l'Antarctique (OCDE, 2021<sup>[43]</sup> ; Eriksen et al., 2014<sup>[44]</sup>). L'axe de recherche qui vise à quantifier le volume de plastiques rejetés est relativement récent, mais après un article fondateur de Jambeck et al. (2015<sup>[14]</sup>), plusieurs autres études ont proposé des modèles et des estimations. Certains chercheurs se sont attachés à quantifier le volume de déchets plastiques dans le monde (Geyer, Jambeck et Law, 2017<sup>[11]</sup>), tandis que d'autres ont aussi tenté de comprendre la répartition géographique et spatiale des déchets plastiques qui sont produits et mal gérés (Lebreton et Andrady, 2019<sup>[15]</sup>). D'autres études se sont concentrées sur les rejets dans l'environnement (Ryberg et al., 2019<sup>[3]</sup> ; Borrelle et al., 2020<sup>[45]</sup> ; Lau et al., 2020<sup>[46]</sup> ; Law et al., 2020<sup>[47]</sup>). Malgré ces efforts, il est urgent d'améliorer la compréhension des déterminants et de la dynamique des rejets de plastiques et d'harmoniser les méthodes d'évaluation existantes (Encadré 2.4).

Les rejets dans l'environnement (terrestre et aquatique) sont estimés à 22 Mt pour l'année 2019 (Graphique 2.9)<sup>8</sup>. Cependant, du fait de la diversité des sources et des types de plastiques rejetés dans l'environnement ainsi que de la nature involontaire de ces rejets, de grandes incertitudes entourent chacune des catégories de rejets de plastiques. Il s'agit en outre d'une estimation prudente, car seules les sources de rejets connues sur lesquelles on dispose de données suffisantes ont été quantifiées.

## Graphique 2.9. À l'échelle mondiale, les rejets de macro- et microplastiques dans l'environnement sont estimés à 22 Mt

Pourcentage du total des rejets de plastiques dans l'environnement, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

Comme il existe de nombreux types et sources de rejets de plastiques, les rejets sont généralement regroupés en macroplastiques et microplastiques. Les macroplastiques englobent les éléments reconnaissables tels que les débris et les emballages, tandis que les microplastiques sont des polymères synthétiques solides de moins de 5 mm de diamètre (OCDE, 2021<sup>[43]</sup>). Les microplastiques sont ensuite classés en microplastiques primaires et secondaires. Les microplastiques primaires sont des plastiques dont le diamètre est inférieur à 5 mm par conception, tels que les agents de gommage cosmétiques et les applications biomédicales, ainsi que les granulés de plastique rejetés accidentellement lors de la production ou de la manipulation. Par comparaison, les microplastiques secondaires sont des microplastiques issus de la fragmentation de plastiques plus grands, et ils se divisent en deux catégories : 1) ceux qui se forment pendant la phase d'utilisation des produits, tels que les microplastiques issus de l'abrasion des pneus et les microfibrilles synthétiques des vêtements et autres produits textiles ; 2) ceux qui proviennent de la dégradation et de la fragmentation des macroplastiques abandonnés dans l'environnement. La taille des articles ou des particules de plastique peut influencer, entre autres, sur leur transport dans l'environnement, leur lieu de dépôt et leurs taux de dépôt.

### Encadré 2.4. État actuel des estimations de l'ampleur du problème des rejets de plastiques

La quantification des rejets de plastiques étant un domaine d'étude relativement récent, les études diffèrent en matière de portée, de méthodologie et d'hypothèses. La diversité des méthodes permet d'obtenir un aperçu plus complet des plastiques, chaque étude se concentrant sur un aspect différent du problème. Cependant, précisément parce que les méthodologies diffèrent, les résultats des études antérieures divergent et sont difficilement comparables. Par exemple, d'après Jambeck et al. (2015<sup>[48]</sup>), la quantité de plastiques rejetés dans l'océan chaque année s'établirait entre environ 5 et 13 Mt. Pour leur part, Lebreton et al. (2017<sup>[49]</sup>) estiment qu'entre 1.2 et 2.4 Mt de plastiques se déversent des cours d'eau dans l'océan, tandis que Lau et al. (2020<sup>[46]</sup>) estiment les rejets dans l'environnement à une fourchette d'environ 22 à 39 Mt, 38 % environ étant déversés dans l'eau. Borrelle et al. (2020<sup>[45]</sup>) estiment qu'à peu près 19 à 23 Mt sont déversées dans les milieux aquatiques. Ces estimations reposent sur des années de référence, des définitions, des estimations de l'utilisation des plastiques et des méthodologies différentes, ce qui limite leur comparabilité.

La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE complète les études publiées en livrant une vue d'ensemble des quantités de plastiques présentes aux différentes étapes de leur cycle de vie (section 0). Afin d'intégrer les estimations des rejets de plastiques dans la base de données et d'améliorer la comparabilité des résultats des méthodologies existantes, l'OCDE a collaboré avec trois groupes de recherche : 1) une équipe de l'Université technique du Danemark (DTU), qui a dirigé les recherches qui sous-tendent l'étude de Ryberg et al. (2019<sup>[3]</sup>) 2) des experts de l'Université de Leeds, qui ont participé à l'étude de Lau et al. (2020<sup>[46]</sup>) 3) Laurent Lebreton, qui a rédigé des articles de recherche sur la production de déchets plastiques et leurs rejets (Lebreton et al., 2017<sup>[49]</sup> ; Lebreton et Andrady, 2019<sup>[15]</sup> ; Lebreton, Egger et Slat, 2019<sup>[50]</sup>) et a contribué à l'estimation des rejets figurant dans les travaux de Borrelle et al (2020<sup>[45]</sup>). Ces experts ont affiné et personnalisé leurs approches analytiques (Annexe A) pour tirer le meilleur parti des informations de la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE sur l'utilisation des plastiques et les déchets plastiques. Le Tableau 2.6 montre que les approches complémentaires adoptées par ces trois groupes de recherche couvrent les principaux aspects des rejets de plastiques.

**Tableau 2.6. Il est nécessaire d'adopter une approche complémentaire pour mieux appréhender les différents aspects des rejets de plastiques.**

	Macroplastiques			Microplastiques	
	Devenir des flux de déchets mal gérés	Rejets dans l'environnement (milieux terrestres et aquatiques)	Rejets dans les milieux aquatiques (cours d'eau et océan)	Transport et dégradation dans les milieux aquatiques	Vue d'ensemble de différentes catégories
DTU		●			●
Laurent Lebreton			●	●	
Univ. de Leeds	●	●	●		

La combinaison des différentes approches adoptées a permis d'obtenir des informations essentielles. Cependant, le manque de données empiriques permettant de valider la modélisation signifie que ces estimations demeurent incertaines. Pour illustrer cette incertitude, le Tableau 2.7 indique les volumes de rejets de déchets mal gérés et de déchets sauvages et les limites supérieures et inférieures estimées, préparées pour les Perspectives mondiales des plastiques. La valeur retenue dans la base de données est la moyenne des rejets proposée par l'Université de Leeds (estimation basse) et la DTU (estimation haute) (voir Annexe pour de plus amples précisions). Les plages d'incertitude montrent qu'il est nécessaire de poursuivre les recherches pour mieux appréhender les défis actuels.

**Tableau 2.7. Les volumes de rejets de plastiques sont conséquents malgré des estimations très incertaines.**

Compartiment	Rejets de déchets mal gérés et de déchets sauvages	Plages d'incertitude
Rejets dans l'environnement (milieux terrestres et aquatiques)	19 Mt	13 Mt <sup>a</sup> – 25 Mt <sup>b</sup>
Rejets dans les milieux aquatiques	6 Mt	4 Mt <sup>a</sup> – 9 Mt <sup>c</sup>

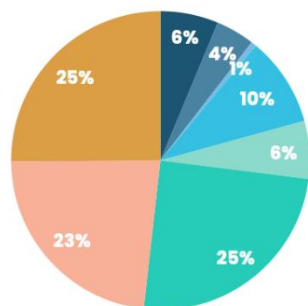
Note : (a) Estimation calculée par l'Université de Leeds, (b) estimation calculée par la DTU, (c) estimation calculée par Laurent Lebreton.  
Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

En 2019, 19.4 Mt de macroplastiques ont été rejetés dans l'environnement, dont 11 % provenant des pays de l'OCDE (Graphique 2.10). Les principales sources de rejets sont les déchets plastiques municipaux et non municipaux mal gérés (18.1 Mt – Encadré 2.4). La deuxième source de rejets de macroplastiques par ordre d'importance est l'abandon de produits plastiques arrivés en fin de vie (1.1 Mt). La pêche et autres activités maritimes contribuent aussi dans une mesure considérable aux rejets de macroplastiques en raison des pertes ou abandons de filets en mer, de l'abrasion d'autres engins de pêche tels que les « dolly ropes » et de déchets autres que les filets (0.3 Mt). Les risques potentiels et la répartition régionale de ces émissions de débris soulignent combien il est urgent d'améliorer la gestion des déchets et des détritiques dans le monde entier, et tout particulièrement dans les pays émergents. Il faut en outre réduire le volume de rejets dans le milieu marin dus à la pêche.

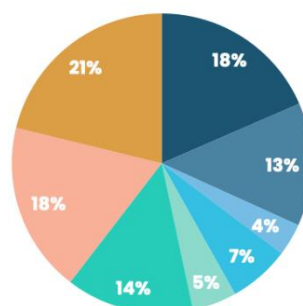
**Graphique 2.10. Les rejets dans l'environnement sont élevés dans les pays émergents, en particulier les rejets de macroplastiques.**

2019

Répartition régionale des rejets de macroplastiques



Répartition régionale des rejets de microplastiques



■ OCDE Amérique  
■ OCDE Asie  
■ Eurasie  
■ Chine

■ OCDE Europe  
■ Autres pays d'Amérique  
■ Moyen-Orient et Afrique  
■ Autres pays d'Asie

Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

Ce sont au total 2.7 Mt de microplastiques qui ont été rejetées dans l'environnement en 2019, dont 35 % provenant des pays de l'OCDE. La principale source de rejets de microplastiques est le transport routier : l'abrasion des pneus (0.7 Mt), l'usure des freins (0.1 Mt) et l'érosion des marquages routiers (0.2 Mt). Deuxième groupe important de rejets de microplastiques, les « poussières » générées par l'abrasion des semelles de chaussures, l'usure de la peinture sur les surfaces intérieures et extérieures, les pertes dues

aux activités de construction et de démolition et la poussière de textiles ménagers (0.8 Mt au total). Les autres sources de microplastiques sont les pertes accidentelles de granulés primaires, c'est-à-dire les petits blocs de polymères prêts à être transformés en produits, au cours des processus de production, transport ou stockage (0.28 Mt), l'abrasion des pelouses artificielles destinées aux activités sportives et autres (0.05 Mt), l'usure des revêtements marins des navires (0.05 Mt), les fibres synthétiques perdues lors du lavage des textiles contenant des matières plastiques (0.01 Mt) et les microbilles ajoutées intentionnellement aux produits cosmétiques et d'hygiène à rincer, tels que les gommages, les shampooings ou les détergents (<0.01 Mt).

Des volumes supplémentaires de microplastiques peuvent pénétrer dans l'environnement lors de l'épandage des boues d'épuration sur les sols. Dans les stations d'épuration des eaux usées, les matières plastiques sont filtrées des eaux d'égout et concentrées dans les boues. Les boues servant fréquemment de compost pour les champs agricoles dans de nombreux pays, une partie des microplastiques capturés lors de l'épuration des eaux usées peut se retrouver dans l'environnement terrestre (Nizzetto, Futter et Langaas, 2016<sup>[51]</sup> ; OCDE, 2017<sup>[52]</sup>).

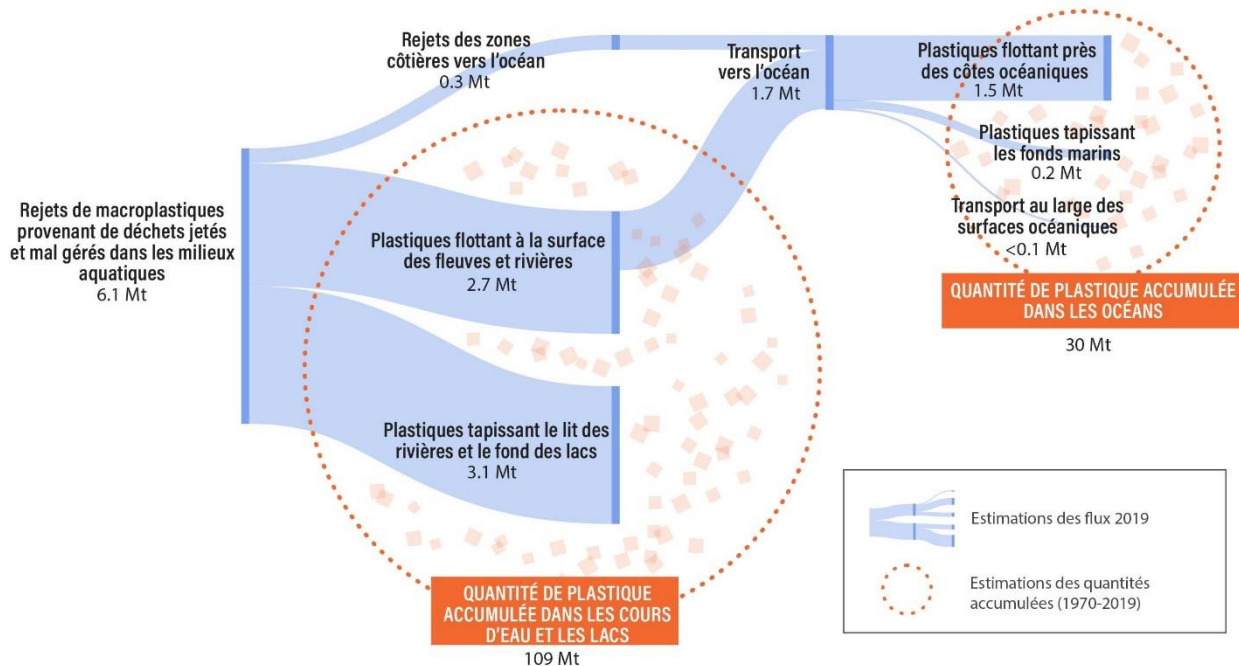
Cette étude inclut uniquement les sources d'émission pour lesquelles on disposait de données suffisantes. Or, de nombreuses autres mériteraient d'être prises en considération (par ex. les fibres synthétiques rejetées à d'autres stades du cycle de vie). De plus, la compréhension des facteurs qui influent sur les rejets de microplastiques est encore limitée, de même que la compréhension actuelle du devenir des microplastiques une fois qu'ils ont été rejetés dans l'environnement. Bien que des recherches supplémentaires soient nécessaires pour mettre au point une comptabilité détaillée des niveaux de pollution et des risques, des mesures peuvent d'ores et déjà être prises pour réduire les rejets de microplastiques (OCDE, 2021<sup>[43]</sup>).

### ***2.5.1. Les plastiques pénètrent et s'accumulent dans les milieux aquatiques par des voies complexes***

Le déplacement des plastiques dans l'environnement est un processus extraordinairement complexe, et la compréhension du comportement des plastiques rejetés dans la nature reste incomplète à ce jour. Les plastiques peuvent être transportés et rejetés dans trois types de milieu : terrestre, aquatique et atmosphérique. Lorsque les plastiques sont rejetés dans l'environnement, leurs déplacements sont déterminés par la taille, le poids et les caractéristiques des polymères qui les composent. Par exemple, les plastiques haute densité tels que le PVC ont tendance à rester aux abords de la source d'émission, tandis que les polymères moins denses tels que le PEBD peuvent être transportés sur de longues distances. Indépendamment de leur densité, les objets et articles en plastique peuvent être creux, emprisonnant de l'air qui leur permet de flotter. Leurs déplacements dépendent également des conditions météorologiques locales, de la géographie et de la présence d'obstacles tels que barrages et constructions. Ils peuvent aussi être influencés par des phénomènes extrêmes tels que les tremblements de terre, les tsunamis et les ouragans.

Comme le montre le Graphique 2.9, les déchets mal gérés et les déchets sauvages représentent la majeure partie des plastiques rejetés dans l'environnement. Pour étudier la quantité et la répartition spatiale des plastiques rejetés dans les milieux aquatiques, le choix a été fait de combiner les données sur les rejets de déchets mal gérés et de déchets sauvages dans l'environnement, présentées dans la section précédente, avec d'autres outils de modélisation prenant appui sur les travaux de Lebreton et al. (2019<sup>[50]</sup>) et Borrelle et al. (2020<sup>[45]</sup>). Cette méthodologie tient compte de la proximité des cours d'eau avec la source d'émission, de la présence de barrages et d'habitations et des activités économiques côtières (voir Annexe A pour de plus amples informations). Le Graphique 2.11 présente une vue très stylisée de l'accumulation et de la mobilité des macroplastiques dans les milieux aquatiques, même si de nombreuses inconnues subsistent.

**Graphique 2.11. Les plastiques rejetés dans l'environnement s'accumulent dans les cours d'eau et rejoignent in fine l'océan.**



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, <https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr>.

Une fois que les plastiques se retrouvent dans l'eau, leurs déplacements subissent l'influence d'un ensemble complexe de facteurs, parmi lesquels le vent, les régimes pluviométriques, le débit des cours d'eau et les courants océaniques. Les plastiques haute densité tels que le PET et le PVC ont tendance à s'enfoncer vers les niveaux inférieurs de la colonne d'eau, près du point d'entrée dans les cours d'eau ou les mers, tandis que les polymères faible densité (par ex. le PE et le PP) et les articles en plastique remplis d'air (par ex. les bouteilles) peuvent rester à flot et parcourir de longues distances. D'autres effets peuvent intervenir, comme la formation de biofilms à la surface des plastiques, qui augmentent leur densité globale et leur probabilité de couler au fond de l'eau (Schwarz et al., 2019<sup>[53]</sup> ; Tosin et al., 2012<sup>[54]</sup>). Les plastiques flottants qui atteignent l'océan ont tendance à s'agglomérer au sein de gyres, comme le Vortex de déchets du Pacifique Nord, sous l'effet de la convergence des courants marins (GESAMP, 2015<sup>[55]</sup>).

Les estimations des rejets dans les milieux aquatiques (6.1 Mt en 2019), et plus particulièrement dans l'océan (1.7 Mt en 2019) sont inférieures aux résultats de la plupart des études antérieures ayant estimé les rejets mondiaux dans les milieux aquatiques (Jambeck et al., 2015<sup>[48]</sup> ; Lau et al., 2020<sup>[46]</sup> ; Borrelle et al., 2020<sup>[45]</sup>) (Encadré 2.4). Outre le fait que ces estimations reposent sur des méthodologies différentes, deux ensembles d'hypothèses expliquent les différences observées.

Le premier concerne le devenir des déchets mal gérés. L'OCDE s'est appuyée sur une modélisation détaillée de la gestion des déchets, qui présuppose que plus d'un tiers des déchets et résidus plastiques mal gérés sont brûlés à ciel ouvert, soit sur place, soit dans une décharge non contrôlée – une pratique qui est néfaste pour l'environnement et doit être découragée. Cependant, elle réduit la quantité de plastiques susceptibles de se retrouver dans l'eau (Velis et Cook, 2021<sup>[56]</sup>). En outre, la modélisation de la gestion des déchets suppose que près de 44 % des déchets mal gérés soient enfouis au cœur de décharges non contrôlées, où ils resteront pendant des décennies, voire des siècles. Les rejets de substances dangereuses et la pollution des eaux souterraines sont des risques importants, mais, sauf incidents majeurs, les volumes de plastiques rejetés dans les eaux de surface sont faibles (Cook, 2020<sup>[57]</sup>). Ces deux hypothèses combinées impliquent que moins d'un quart des déchets plastiques mal gérés

peuvent se retrouver dans les milieux terrestres et aquatiques, une proportion inférieure à celle estimée par la plupart des autres études.

Le deuxième ensemble d'hypothèses pouvant expliquer les différences constatées concerne le déplacement des matières plastiques rejetées dans l'environnement. Selon les estimations établies dans le cadre de l'approche adoptée dans le présent rapport, environ 32 % d'entre elles se retrouvent dans les milieux aquatiques (le reste s'accumulant dans les milieux terrestres). D'autres études ont des valeurs plus élevées. Par exemple, Lau et al. (2020<sup>[46]</sup>) retiennent une proportion de 38 %. En outre, les estimations de l'OCDE concernant les rejets dans l'océan reposent sur une modélisation détaillée du déplacement et du stock de plastiques dans les cours d'eau (Meijer et al., 2021<sup>[58]</sup>). Le niveau projeté d'accumulation des plastiques dans les cours d'eau (109 Mt en 2019) ralentit leur déversement dans l'océan, ce qui conduit à court terme à des estimations plus faibles des rejets dans les mers et l'océan. Par conséquent, les volumes indiqués dans ce chapitre peuvent être considérés comme des estimations prudentes dans l'ensemble.

Une fois rejetés dans l'eau, les plastiques continuent de se transformer. Ils se dégradent lentement sous l'effet de l'exposition aux rayons UV, des différences de température et de l'abrasion physique. À mesure que le matériau s'altère, les macroplastiques se fragmentent en microplastiques, voire en nanoplastiques. Selon les estimations, en 2019, le volume de microplastiques issus de la dégradation de macroplastiques s'élevait à 0.15 Mt dans les cours d'eau et les lacs et à 0.10 Mt dans l'océan. La dégradation est plus marquée dans les cours d'eau et les lacs, car ces milieux contiennent les stocks de macroplastiques accumulés les plus importants. Dans l'océan, la dégradation se produit principalement près du rivage, où les plastiques subissent d'importants brassages dus aux vagues et aux courants (voir Annexe A pour de plus amples informations méthodologiques).

Par ailleurs, la flottabilité des plastiques se modifie à mesure qu'ils se dégradent, se fragmentent et s'encrassent. La majeure partie des plastiques fragmentés ont tendance à se stabiliser sous la surface de l'océan pour finalement rejoindre les sédiments, considérés comme un réceptacle final des débris plastiques. Ce constat est appuyé par le fait que les microplastiques sont beaucoup moins nombreux à la surface de la mer que les macroplastiques plus grands (Eriksen et al., 2014<sup>[44]</sup>). Selon certaines estimations, plus de 90 % des plastiques qui pénètrent dans l'océan finissent leur parcours dans les sédiments et dans les niveaux inférieurs de la colonne d'eau océanique (GESAMP, 2015<sup>[55]</sup>). Les macroplastiques se maintiennent sans doute plus longtemps à la surface. Des recherches ont montré que de vastes portions des débris plastiques prélevés à la surface de l'océan dataient de plusieurs décennies (Lebreton, Egger et Slat, 2019<sup>[50]</sup>). Les vagues et les courants puissants du littoral peuvent faire voyager longtemps les plastiques au-dessus et en dessous de la ligne de flottaison avant que les débris n'atteignent la haute mer. Des recherches supplémentaires seront nécessaires pour améliorer la compréhension de la dynamique des plastiques dans les milieux aquatiques et mettre au jour des moyens efficaces de prévenir ou éliminer les risques.

### **2.5.2. Les microplastiques issus du transport routier peuvent polluer l'air sur de vastes zones**

Le transport routier, et en particulier l'usure des pneus et des plaquettes de frein, est l'une des principales sources de pollution de l'air par les microplastiques. En 2019, à l'échelle mondiale, les émissions atmosphériques générées par les pneus étaient 16 fois plus importantes que celles dues aux freins, mais ces derniers sont responsables d'une part plus importante des émissions de particules fines (PM<sub>2.5</sub>, c'est-à-dire les particules de moins de 2.5 µm de diamètre), qui peuvent avoir des effets plus graves sur la santé (Evangelidou et al., 2020<sup>[59]</sup> ; OCDE, 2020<sup>[60]</sup>). Les émissions de microplastiques liées au transport routier sont concentrées dans les grandes agglomérations urbaines, notamment l'Est de l'Amérique du Nord, l'Europe continentale et l'Asie du Nord-Est (Graphique 2.12).

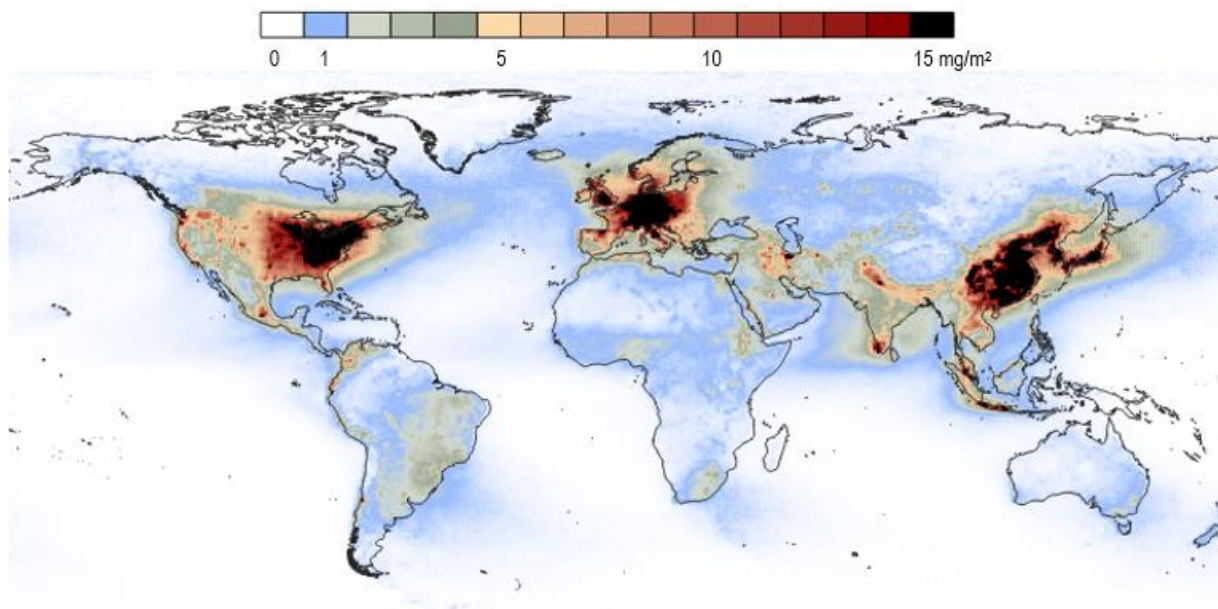
Si la majeure partie des émissions de microplastiques ont tendance à rester à proximité de leur source, où elles entraînent une hausse des concentrations de particules au niveau du sol, certaines particules



peuvent parcourir de longues distances en fonction du lieu et des conditions atmosphériques (Graphique 2.12). On a trouvé des dépôts importants de microplastiques dans des régions éloignées (Evangelidou et al., 2020<sup>[59]</sup>), y compris des zones montagneuses ainsi que l'Arctique (Allen et al., 2019<sup>[61]</sup> ; Lusher et al., 2015<sup>[62]</sup>). Dans l'Arctique, l'absorption de la lumière par les particules issues de l'usure des pneus peut provoquer un réchauffement atmosphérique accéléré, ce qui peut avoir des conséquences sur l'équilibre climatique planétaire (OCDE, 2021<sup>[63]</sup>).

### Graphique 2.12. C'est dans les zones densément urbanisées que la pollution de l'air par les microplastiques issus du transport routier est la plus élevée

Dépôts totaux de particules en suspension provenant des pneus et des freins en 2019, mg/m<sup>3</sup>



Note : La carte représente les dépôts totaux de PM<sub>10</sub> (particules de moins de 10 µm de diamètre) en suspension, qui comprennent également les particules de plus petite taille (PM<sub>1</sub> et PM<sub>2.5</sub>).

Source : base de données de l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques.

Les politiques publiques peuvent permettre de réduire les émissions de microplastiques issus des transports en réduisant le volume d'émissions des véhicules et le nombre total de kilomètres parcourus par ces derniers (OCDE, 2020<sup>[60]</sup>). Voici quelques exemples de mesures d'atténuation envisageables : encourager la production de véhicules plus légers, réglementer la composition des pneus, ou encore réduire le nombre de véhicules-kilomètres parcourus par le biais de mesures telles que la réglementation de l'accès des voitures aux zones urbaines et la promotion des transports en commun, de la marche et du vélo pour les déplacements en ville. Les décideurs devraient également accorder une attention prioritaire à l'amélioration des connaissances sur l'ampleur et l'impact des émissions de particules dues au transport routier mais ne provenant pas des gaz d'échappement et sur l'efficacité des mesures d'atténuation possibles. Des méthodes normalisées sont nécessaires pour mesurer les émissions particulières hors échappement et pour mieux comprendre en quoi divers facteurs (par ex. les caractéristiques des véhicules) influent sur la quantité de particules hors échappement rejetées.

## 2.6. Les rejets de plastiques ont de multiples conséquences sur les plans environnemental, sanitaire et économique

L'utilisation omniprésente des plastiques, conjuguée à une mauvaise gestion des déchets en fin de vie, ont entraîné des rejets persistants et généralisés de matières plastiques. La longévité des plastiques est particulièrement préoccupante. Par exemple, selon certaines estimations, les demi-vies des produits en plastique à usage unique tels que les sacs plastiques en PEBD et les bouteilles de lait en PEHD pourraient être comprises entre 5 et 250 ans sur terre et entre 3 et 58 ans dans les milieux marins (Chamas et al., 2020<sup>[64]</sup>). D'un autre côté, les tuyaux en PEHD ont besoin de plusieurs milliers d'années pour se dégrader complètement, avec une demi-vie estimée de 1 200 ans (Chamas et al., 2020<sup>[64]</sup>).

Dans les milieux aquatiques, les atteintes à la faune marine les plus visibles sont l'enchevêtrement des organismes marins dans les débris plastiques flottants et l'augmentation de la mortalité d'espèces marines telles que les moules, les tortues, les poissons et les oiseaux de mer due à l'ingestion de macro- et microplastiques. On sait qu'au moins 690 espèces sauvages et les récifs coralliens sont affectés (Gall et Thompson, 2015<sup>[65]</sup>). Néanmoins, les effets négatifs des plastiques pourraient aller au-delà de ces impacts de premier ordre. Des microplastiques ont été trouvés dans l'appareil digestif de plusieurs espèces de moules et de poissons destinés à la consommation humaine (Lusher, Hollman et Mendoza-Hill, 2017<sup>[66]</sup>). C'est pourquoi l'ingestion de fruits de mer contaminés par des microplastiques est également perçue comme un facteur d'exposition potentiellement important pour les humains.

La contamination par les microplastiques ne se limite pas aux milieux marins – elle est également attestée dans les milieux d'eau douce et terrestres ainsi que dans les aliments et les boissons tels que l'eau du robinet, l'eau en bouteille et la bière (Kosuth, Mason et Wattenberg, 2018<sup>[67]</sup> ; Mintenig et al., 2019<sup>[68]</sup>). Les êtres humains sont également exposés aux microplastiques par l'inhalation de particules et de fibres en suspension dans l'air, et des microplastiques ont été signalés à la fois en intérieur et en extérieur. (Gasperi et al., 2017<sup>[69]</sup> ; Allen et al., 2019<sup>[61]</sup>). L'impact des microplastiques en suspension dans l'air sur la santé humaine a été étudié en particulier dans le contexte de l'exposition aux émissions liées au trafic routier hors échappements (Graphique 2.12).

Les plastiques peuvent également exercer la fonction de réceptacles et de moyens de transport pour les produits chimiques et les polluants organiques persistants, qui s'accumulent à la surface des plastiques présents dans l'eau de mer. Parmi les produits chimiques adsorbés présents sur les débris de plastique prélevés, on a trouvé des PCB, des HAP, du DDE (produit de dégradation du DDT) et des métaux à l'état de traces (Engler, 2012<sup>[70]</sup> ; Teuten et al., 2007<sup>[71]</sup>)<sup>9</sup>. La fragmentation du plastique peut accentuer le lessivage de substances chimiques dans le milieu environnant. Les nanoplastiques sont particulièrement préoccupants, car leur petite taille leur permet de pénétrer dans les tissus ou les cellules (SAPEA, 2019<sup>[72]</sup>).

Qui plus est, les rejets de plastiques en milieu marin engendrent des coûts économiques substantiels pour les populations côtières en raison de leurs effets négatifs potentiels sur la pêche et le tourisme. Les plastiques peuvent compromettre la durabilité des zones de pêche, tandis que les rejets de plastiques sur les plages éloignent les visiteurs, mettant en péril les ressources financières des populations locales tributaires du tourisme. D'après les estimations de Beaumont et al. (2019<sup>[73]</sup>), le coût économique annuel de la perte de services écosystémiques marins s'élève à environ 3 300 USD par tonne de plastiques marins chaque année.

Un défi important posé par la présence des plastiques dans l'environnement est l'incertitude considérable qui entoure l'ampleur des dommages. Premièrement, les connaissances sur les liens entre plastiques, santé et biosphère sont encore très lacunaires. Deuxièmement, il existe de nombreuses incertitudes concernant la quantité de matières plastiques qui pénètrent dans l'environnement et leur accumulation. Mais au bout du compte, l'estimation du volume exact des rejets de plastiques est secondaire par rapport au message intrinsèque délivré par toutes ces études : les rejets de plastiques sont un problème environnemental majeur, qui ne fait que s'aggraver. La longévité des plastiques est telle que les effets des

rejets de plastiques observés à l'heure actuelle pourraient fortement s'amplifier à l'avenir, entraînant des dommages supplémentaires potentiellement irréversibles à long terme. Pour les responsables des politiques et autres décideurs de la société, il est urgent d'agir.

## Références

- Aguiar, A. et al. (2019), « The GTAP Data Base: Version 10 », *Journal of Global Economic Analysis*, vol. 4/1, pp. 1-27, <https://doi.org/10.21642/jgea.040101af>. [6]
- AIE (2018), *The future of petrochemicals: Towards more sustainable plastics and fertilisers*, Agence internationale de l'énergie, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264307414-en>. [2]
- Akanuma, Y., S. Selke et R. Auras (2014), « A preliminary LCA case study: comparison of different pathways to produce purified terephthalic acid suitable for synthesis of 100 % bio-based PET », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19/6, pp. 1238-1246, <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0725-2>. [28]
- Allen, S. et al. (2019), « Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment », *Nature Geoscience*, vol. 12/5, pp. 339-344, <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>. [61]
- Beaumont, N. et al. (2019), « Global ecological, social and economic impacts of marine plastic », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 189-195, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>. [73]
- Borrelle, S. et al. (2020), « Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, pp. 1515-1518, <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>. [45]
- Boucher, J. et al. (2020), *The marine plastic footprint*, UICN, Union internationale pour la conservation de la nature, <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.01.en>. [42]
- Brizga, J., K. Hubacek et K. Feng (2020), « The Unintended Side Effects of Bioplastics: Carbon, Land, and Water Footprints », *One Earth*, vol. 3/1, pp. 45-53, <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.06.016>. [23]
- Broeren, M. et al. (2017), « Environmental impact assessment of six starch plastics focusing on wastewater-derived starch and additives », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 127, pp. 246-255, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.001>. [30]
- Chamas, A. et al. (2020), « Degradation Rates of Plastics in the Environment », *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 8/9, pp. 3494-3511, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>. [64]
- Château, J., R. Dellink et E. Lanzi (2014), « An Overview of the OECD ENV-Linkages Model : Version 3 », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 65, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/5jz2qck2b2vd-en>. [5]
- Chen, G. et M. Patel (2011), « Plastics Derived from Biological Sources: Present and Future: A Technical and Environmental Review », *Chemical Reviews*, vol. 112/4, pp. 2082-2099, <https://doi.org/10.1021/cr200162d>. [31]

- Chruszcz, A. et S. Reeve (2018), « Composition of plastic waste collected via kerbside. Banbury, Royaume-Uni : W. a. R. A. P. (WRAP) », <https://wrap.org.uk/sites/default/files/2020-10/WRAP-Composition%20of%20Plastic%20Waste%20Collected%20via%20Kerbside%20v2.pdf>. [10]
- Civancik-Uslu, D. et al. (2021), « Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling », *Resources Conservation and Recycling*, vol. 171, p. 105633, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105633>. [40]
- Colmenar-Santos, A. et al. (2018), « Technological improvements in energetic efficiency and sustainability in existing combined-cycle gas turbine (CCGT) power plants », *Applied Energy*, vol. 223, pp. 30-51, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.191>. [35]
- Cook, E. (2020), *Global review on safer end of engineered life..* [57]
- Cotton, J., E. Cook et C. Velis (2020), « Spatio-temporal quantification of plastic pollution origins and transportation (SPOT) » University of Leeds, Royaume-Uni, <https://plasticpollution.leeds.ac.uk/toolkits/spot/>. [9]
- Dijkgraaf, E. et H. Vollebergh (2004), « Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods », *Ecological Economics*, vol. 50/3-4, pp. 233-247, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.03.029>. [37]
- Dubois, M. (2013), « Towards a coherent European approach for taxation of combustible waste », *Waste Management*, vol. 33/8, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.015>. [38]
- Ecoprog (2020), *Waste to Energy 2020/2021*, [https://www.ecoprog.com/fileadmin/user\\_upload/extract\\_market\\_report\\_WtE\\_2020-2021\\_ecoprog.pdf](https://www.ecoprog.com/fileadmin/user_upload/extract_market_report_WtE_2020-2021_ecoprog.pdf) (consulté le 26 mai 2021). [36]
- Engler, R. (2012), « The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean », *Environmental Science & Technology*, vol. 46/22, pp. 12302-12315, <https://doi.org/10.1021/es3027105>. [70]
- Eriksen, M. et al. (2014), « Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea », *PLOS ONE*, vol. 9/12, p. e111913, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>. [44]
- European Bioplastics (2019), *Bioplastics market data 2019 - Global production capacities of bioplastics 2019-2024*. [22]
- Evangelidou, N. et al. (2020), « Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions », *Nature Communications*, vol. 11/1, p. 3381, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>. [59]
- Franklin Associates (2018), *Life cycle impacts of plastic packaging compared to substitutes in the United States and Canada: Theoretical substitution analysis*, <https://www.americanchemistry.com/better-policy-regulation/plastics/resources/life-cycle-impacts-of-plastic-packaging-compared-to-substitutes-in-the-united-states-and-canada>. [20]
- Gall, S. et R. Thompson (2015), « The impact of debris on marine life », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 92/1-2, pp. 170-179, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>. [65]

- Gasperi, J. et al. (2017), « Microplastics in air: Are we breathing it in? », *Current Opinion in Environmental Science & Health*, vol. 1, pp. 1-5, <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>. [69]
- GESAMP (2015), *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*, Groupe mixte d'experts OMI-FAO-UNESCO-OMM-OMS-AIEA-ONU-PNUE chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin, <http://www.imo.org>. [55]
- Geyer, R., J. Jambeck et K. Law (2017), « Production, use, and fate of all plastics ever made », *Science Advances*, vol. 3/7, p. e1700782, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>. [1]
- GIEC (1995), *Seconde évaluation du GIEC : Changement de climat 1995 - Rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. [74]
- Gómez-Sanabria, A. et al. (2018), « Carbon in global waste and wastewater flows – its potential as energy source under alternative future waste management regimes », *Advances in Geosciences*, vol. 45, pp. 105-113, <https://doi.org/10.5194/adgeo-45-105-2018>. [17]
- Grand View Research (2020), *Recycled Plastics Market: Market Analysis*. [8]
- Jambeck, J. et al. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, vol. 347/6223, pp. 768-771, <https://doi.org/10.1126/science.1260352>. [14]
- Jambeck, J. et al. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, vol. 347/6223, pp. 768-771, <https://doi.org/10.1126/science.1260352>. [48]
- Kaza, S. et al. (2018), *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Banque mondiale, <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>. [13]
- Kosuth, M., S. Mason et E. Wattenberg (2018), « Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt », *PLoS ONE*, vol. 13/4, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>. [67]
- Lau, W. et al. (2020), « Evaluating scenarios toward zero plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, pp. 1455-1461, <https://doi.org/10.1126/science.aba9475>. [46]
- Law, K. et al. (2020), « The United States' contribution of plastic waste to land and ocean », *Science Advances*, vol. 6/44, p. eabd0288, <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd0288>. [47]
- Lazarevic, D. et al. (2010), « Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 55/2, pp. 246-259, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.014>. [39]
- Lebreton, L. et A. Andrady (2019), « Future scenarios of global plastic waste generation and disposal », *Palgrave Communications*, vol. 5/1, p. 6, <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>. [15]
- Lebreton, L., M. Egger et B. Slat (2019), « A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean », *Scientific Reports*, vol. 9/1, p. 12922, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5>. [50]
- Lebreton, L. et al. (2017), « River plastic emissions to the world's oceans », *Nature Communications*, vol. 8/1, <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>. [49]

- Liptow, C. et A. Tillman (2012), « A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16/3, pp. 420-435, <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>. [24]
- Lombardi, L., E. Carnevale et A. Corti (2015), « A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste », *Waste Management*, vol. 37, pp. 26-44, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.010>. [33]
- Lusher, A., P. Hollman et J. Mendoza-Hill (2017), *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*, Document technique de la FAO sur les pêches et l'aquaculture n° 615, Rome, Italie. [66]
- Lusher, A. et al. (2015), « Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples », *Scientific Reports*, vol. 5, <https://doi.org/10.1038/srep14947>. [62]
- Meijer, L. et al. (2021), « More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean », *Science Advances*, vol. 7/18, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>. [58]
- Mintenig, S. et al. (2019), « Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources », *Science of the Total Environment*, vol. 648, pp. 631-635, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>. [68]
- Neuwahl, F. et al. (2019), *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)*, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg,, <https://doi.org/10.2760/761437>. [32]
- Nizzetto, L., M. Futter et S. Langaas (2016), *Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?*, American Chemical Society, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>. [51]
- OCDE (2021), *Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/7ec7e5ef-en>. [43]
- OCDE (2021), *The Economic Benefits of Air Quality Improvements in Arctic Council Countries*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9c46037d-en>. [63]
- OCDE (2020), *Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport: An Ignored Environmental Policy Challenge*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/4a4dc6ca-en>. [60]
- OCDE (2017), « Water: Sewage sludge production and disposal (édition 2017) », *Statistiques de l'OCDE sur l'environnement (base de données)*, <https://doi.org/10.1787/14780a65-en> (consulté le 5 avril 2022). [52]
- Pavlas, M. et al. (2011), « Waste incineration with production of clean and reliable energy », *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 13/4, pp. 595-605, <https://doi.org/10.1007/s10098-011-0353-5>. [34]
- Plastics Europe (2020), *Plastics - the Facts: an analysis of European plastics production, demand and waste data*. [4]

- PNUE (2019), *Waste to Energy: considerations for informed decision-making*, [41]  
<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/28413/WTEfull.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Roosen, M. et al. (2020), « Detailed Analysis of the Composition of Selected Plastic Packaging Waste Products and Its Implications for Mechanical and Thermochemical Recycling », [11]  
*Environmental Science & Technology*, vol. 54/20, pp. 13282-13293,  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03371>.
- Royer, S. et al. (2018), « Production of methane and ethylene from plastic in the environment », [18]  
*PLOS ONE*, vol. 13/8, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200574>.
- Ryberg, M. et al. (2019), « Global environmental losses of plastics across their value chains », [3]  
*Resources, Conservation and Recycling*, vol. 151, p. 104459,  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104459>.
- SAPEA (2019), *A Scientific Perspective on Micro-Plastics in Nature and Society*, Science Advice [72]  
 for Policy by European Academics, <https://doi.org/10.26356/microplastics>.
- Schwarz, A. et al. (2019), « Sources, transport, and accumulation of different types of plastic [53]  
 litter in aquatic environments: A review study », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 143, pp. 92-  
 100, <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.04.029>.
- Semba, T. et al. (2018), « Greenhouse gas emissions of 100% bio-derived polyethylene [29]  
 terephthalate on its life cycle compared with petroleum-derived polyethylene terephthalate »,  
*Journal of Cleaner Production*, vol. 195, pp. 932-938,  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.069>.
- Shen, M. et al. (2020), « (Micro)plastic crisis: Un-ignorable contribution to global greenhouse gas [19]  
 emissions and climate change », *Journal of Cleaner Production*, vol. 254, p. 120138,  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120138>.
- Stadler, K. et al. (2018), « EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally [7]  
 Extended Multi-Regional Input-Output Tables », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 22/3,  
 pp. 502-515, <https://doi.org/10.1111/jiec.12715>.
- Stefanini, R. et al. (2020), « Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine [21]  
 litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles », *The International Journal of  
 Life Cycle Assessment*, vol. 26/4, pp. 767-784, <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01804-x>.
- Teuten, E. et al. (2007), « Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants », [71]  
*Environmental Science and Technology*, vol. 41/22, pp. 7759-7764,  
<https://doi.org/10.1021/es071737s>.
- Tosin, M. et al. (2012), « Laboratory Test Methods to Determine the Degradation of Plastics in [54]  
 Marine Environmental Conditions », *Frontiers in Microbiology*, vol. 3, p. 225,  
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00225>.
- Tsiropoulos, I. et al. (2015), « Life cycle impact assessment of bio-based plastics from [27]  
 sugarcane ethanol », *Journal of Cleaner Production*, vol. 90, pp. 114-127,  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.071>.
- Vanderreydt, I. et al. (à paraître), *European Environment Agency: European Topic Centre on [26]  
 Waste and Materials in a Green Economy*.

- Velis, C. et E. Cook (2021), « Mismanagement of Plastic Waste through Open Burning with Emphasis on the Global South: A Systematic Review of Risks to Occupational and Public Health », *Environmental Science & Technology*, vol. 55/11, pp. 7186-7207, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08536>. [56]
- VinylPlus (2019), « PVC Recycling in Action », [https://vinylplus.eu/uploads/images/Leaflets/Recovinyl\\_21x21\\_04-05\\_web.pdf](https://vinylplus.eu/uploads/images/Leaflets/Recovinyl_21x21_04-05_web.pdf). [12]
- Walker, S. et R. Rothman (2020), « Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review », *Journal of Cleaner Production*, vol. 261, p. 121158, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158>. [25]
- Zheng, J. et S. Suh (2019), « Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics », *Nature Climate Change*, vol. 9/5, pp. 374-378, <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z>. [16]

## Notes

<sup>1</sup> [https://www.oecd-ilibrary.org/fr/environment/data/perspectives-mondiales-des-plastiques\\_34b0a3b7-fr](https://www.oecd-ilibrary.org/fr/environment/data/perspectives-mondiales-des-plastiques_34b0a3b7-fr).

<sup>2</sup> La version 10 de la base de données GTAP contient des données détaillées sur les matrices de comptabilité sociale de 141 pays et régions du monde. Elle décrit les flux bilatéraux d'échanges, la production, la consommation et l'utilisation intermédiaire des produits et des services, en incluant le capital, le travail et les recettes fiscales et leur utilisation. Cette base de données est le support de la représentation des flux économiques du modèle ENV-Linkages de l'OCDE, qui alimente la base de données des Perspectives mondiales des plastiques.

<sup>3</sup> Les régressions multi-pays fondées sur la base de données *What a waste 2.0* (Kaza et al., 2018<sup>[13]</sup>) sont les suivantes :

- (a)  $waste\_pc_i = \alpha + \beta * \ln(gdp\_pc_i) + r_i$   
 (b)  $inc_i / (inc_i + dis_i) = \alpha + \beta * \ln(gdp\_pc_i) + r_i$   
 (c)  $mis_i / dis_i = \alpha + \beta * \ln(gdp\_pc_i) + oecd_i$

où waste\_pc = déchets municipaux solides par habitant, MIS = mauvaise gestion des déchets, inc = déchets incinérés, dis = mauvaise gestion + mise en décharge, gdp\_pc = PIB par habitant, oecd = variable muette pour les économies de l'OCDE, r = variables muettes régionales pour 15 régions d'ENV-Linkages, i = pays.

<sup>4</sup> mise à part une légère baisse de la demande pendant la crise financière mondiale de 2008-09, signe qu'il existe une corrélation entre la croissance économique et l'utilisation des plastiques.

<sup>5</sup> Les gaz à effet de serre sont agrégés sur la base des potentiels de réchauffement global sur 100 ans, fixés à 310 pour le N<sub>2</sub>O, 21 pour le CH<sub>4</sub> et 1 pour le CO<sub>2</sub> (GIEC, 1995<sup>[74]</sup>).

<sup>6</sup> La pandémie de COVID-19 a entraîné une certaine recomposition des utilisations des plastiques par polymère. Cependant, l'ampleur et la permanence de ces changements sont trop incertaines pour qu'ils puissent être intégrés aux analyses de ce rapport.

<sup>7</sup> La pandémie de COVID-19 a quelque peu perturbé les activités de recyclage en 2020, mais sur une durée généralement courte.



<sup>8</sup> Des données empiriques indiquent que depuis le début de la pandémie, une part significative des masques de protection ont été rejetés dans l'environnement (voir chapitre 3). En termes de volume, cependant, cet effet est limité.

<sup>9</sup> Les PCB désignent les polychlorobiphényles, les HAP les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le DDE le dichlorodiphényldichloroéthylène et le DDT le dichlorodiphényltrichloréthane.



Extrait de :

## Global Plastics Outlook

Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options

Accéder à cette publication :

<https://doi.org/10.1787/de747aef-en>

### Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2023), « Les flux de plastiques et leurs retombées sur l'environnement », dans *Global Plastics Outlook : Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/2a112ee2-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document, ainsi que les données et cartes qu'il peut comprendre, sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région. Des extraits de publications sont susceptibles de faire l'objet d'avertissements supplémentaires, qui sont inclus dans la version complète de la publication, disponible sous le lien fourni à cet effet.

L'utilisation de ce contenu, qu'il soit numérique ou imprimé, est régie par les conditions d'utilisation suivantes :

<http://www.oecd.org/fr/conditionsdutilisation>.