

# Effets environnementaux de l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, du rayonnement UV et des interactions avec le changement climatique : Groupe d'évaluation des effets sur l'environnement du PNUE, mise à jour 2020

R. E. Neale<sup>1</sup> · P. W. Barnes<sup>2</sup> · T. M. Robson<sup>3</sup> · P. J. Neale<sup>4</sup> · C. E. Williamson<sup>5</sup> · R. G. Zepp<sup>6</sup> · S. R. Wilson<sup>7</sup> · S. Madronich<sup>8</sup> · A. L. Andradý<sup>9</sup> · A. M. Heikkilä<sup>10</sup> · G. H. Bernhard<sup>11</sup> · A. F. Bais<sup>12</sup> · P. J. Aucamp<sup>13</sup> · A. T. Banaszak<sup>14</sup> · J. F. Bornman<sup>15</sup> · L. S. Bruckman<sup>16</sup> · S. N. Byrne<sup>17</sup> · B. Foereid<sup>18</sup> · D.-P. Häder<sup>19</sup> · L. M. Hollestein<sup>20</sup> · W.-C. Hou<sup>21</sup> · S. Hylander<sup>22</sup> · M. A. K. Jansen<sup>23</sup> · A. R. Klekociuk<sup>24</sup> · J. B. Liley<sup>25</sup> · J. Longstreth<sup>26</sup> · R. M. Lucas<sup>27</sup> · J. Martinez-Abaigar<sup>28</sup> · K. McNeill<sup>29</sup> · C. M. Olsen<sup>30</sup> · K. K. Pandey<sup>31</sup> · L. E. Rhodes<sup>32</sup> · S. A. Robinson<sup>33</sup> · K. C. Rose<sup>34</sup> · T. Schikowski<sup>35</sup> · K. R. Solomon<sup>36</sup> · B. Sulzberger<sup>37</sup> · J. E. Ukpebor<sup>38</sup> · Q.-W. Wang<sup>39</sup> · S.-Å. Wängberg<sup>40</sup> · C. C. White<sup>41</sup> · S. Yazar<sup>42</sup> · A. R. Young<sup>43</sup> · P. J. Young<sup>44</sup> · L. Zhu<sup>45</sup> · M. Zhu<sup>46</sup>

## Résumé

Cette évaluation par le (EEAP) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP) fournit la dernière mise à jour scientifique depuis notre évaluation complète la plus récente (*Photochemical and Photobiological Sciences*, 2019, 18, 595–828). Les effets interactifs entre la couche d'ozone stratosphérique, le rayonnement solaire ultraviolet (UV) et le changement climatique sont présentés dans le cadre du Protocole de Montréal et des objectifs de développement durable des Nations Unies. Nous examinons comment ces changements environnementaux mondiaux affectent l'atmosphère et la qualité de l'air ; la santé humaine ; les écosystèmes terrestres et aquatiques ; les cycles biogéochimiques ; et les matériaux utilisés dans la construction extérieure, les technologies d'énergie solaire et les tissus. Dans de nombreux cas, les changements de saisonnalité et les événements extrêmes dus au changement climatique ont une influence croissante. De plus, nous évaluons la transmission et les effets environnementaux du coronavirus 2 du syndrome respiratoire aigu sévère (SRAS-CoV-2), responsable de la pandémie COVID-19, dans le contexte des liens avec le rayonnement solaire UV et le Protocole de Montréal.

## 1. Introduction

La contribution du Protocole de Montréal à plusieurs objectifs de développement durable (ODD) des Nations Unies est abordée dans cette évaluation de la mise à jour du PAEE 2020. Les ODD et leurs cibles sont fournis pour un certain nombre de thèmes de durabilité, notamment le changement climatique, la qualité de l'air et de l'eau, la biodiversité et les écosystèmes, les contaminants et les matériaux, ainsi que la santé humaine (Fig.1). Grâce au Protocole de Montréal, de fortes augmentations du rayonnement UV-B (280–315 nm) ont été évitées et le réchauffement planétaire a été réduit grâce à la régulation des substances appauvrissant la couche d'ozone, dont la plupart sont également de puissants gaz à effet de serre. Les changements qui en résultent dans l'ozone stratosphérique, le rayonnement ultraviolet (UV) et le climat sont évalués en fonction des effets sur les humains et l'environnement. Certaines des conséquences potentielles sont évaluées des événements inattendus récents, tels que la pandémie du COVID-19 (section 9), et des augmentations sans précédent du rayonnement UV au-dessus de l'Arctique en 2020 en raison de l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique (section 2).

## 2. Ozone stratosphérique, rayonnement UV et interactions climatiques

Cette section fournit une mise à jour depuis nos dernières évaluations [1, 2] sur les découvertes récentes des interactions entre l'ozone stratosphérique, le rayonnement solaire ultraviolet (UV) et le climat, et discute de l'impact du Protocole de Montréal sur ces processus. En plus de protéger la vie

sur Terre contre les rayons UV nocifs, le Protocole de Montréal est également très efficace pour atténuer le réchauffement climatique, car la plupart des substances appauvrissant la couche d'ozone (SAO) réglementées par le Protocole de Montréal sont également de puissants gaz à effet de serre (GES). Selon de nouvelles estimations quantitatives, la mise en œuvre du Protocole de Montréal a permis d'éviter entre un quart et un tiers des augmentations moyennes mondiales de la température de l'air, selon la période considérée. Le trou d'ozone stratosphérique au-dessus de l'Antarctique continue de se rétablir, 2019 étant l'une des années avec l'indice UV au printemps le plus bas mesuré au pôle Sud depuis le début des mesures en 1991. Dans l'Arctique, des épisodes printaniers d'appauvrissement de l'ozone stratosphérique ont été identifiés, d'abord au début des années 2010, mais qui continuent à se produire. Le dernier épisode au printemps 2020 a conduit à la plus grande perte d'ozone mesurée à ce jour et a abouti à des indices UV deux fois plus élevés que la moyenne à plusieurs endroits de l'Arctique. Les autres sujets abordés comprennent : les tendances du rayonnement ultraviolet de surface mesuré à partir de données terrestres et satellitaires qui sont attribuables aux changements de l'ozone total, des aérosols et des nuages ; effets de l'appauvrissement de la couche d'ozone en Antarctique sur le climat de l'hémisphère sud et liens avec les incendies de forêt australiens ; et des projections de rayonnement UV-B de surface pour la seconde moitié du XXI<sup>e</sup> siècle. Cette section contribue aux ODD 11.5, 12.4, 13.2 et 17.14 en fournissant des preuves supplémentaires que le Protocole de Montréal a protégé le climat et la couche d'ozone stratosphérique.

### 2.1. Des preuves supplémentaires se sont accumulées montrant que le Protocole de Montréal réduit le réchauffement climatique

La plupart des SAO contrôlées par le Protocole de Montréal et ses amendements sont également des GES puissants avec des potentiels de réchauffement planétaire (PRG) nettement supérieurs à ceux du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et du méthane (CH<sub>4</sub>). Au cours de la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle, les SAO étaient le deuxième GES le plus important avec environ un tiers du forçage radiatif du CO<sub>2</sub> [3]. Les effets sur le climat des SAO ont été anticipés lors de la mise en place du Protocole de Montréal [4], et leur impact sur le climat a été continuellement évalué depuis la ratification du Protocole de Montréal [5,6,7]. S'appuyant sur des travaux antérieurs [6, 8, 9], Goyal et al. [10] a récemment réévalué la quantité de réchauffement climatique qui a été évitée grâce au Protocole de Montréal. Cette nouvelle étude est basée sur un modèle couplé atmosphère-océan-terre-mer-glace et a pris en compte l'effet du Protocole de Montréal sur les émissions de SAO qui ont le plus contribué aux concentrations de chlore stratosphérique, à savoir les chlorofluorocarbures (CFC) CFC- 11 et CFC-12, ainsi que le CFC remplacé par le HCFC-22, le HFC-125 et le HFC-134a. Les augmentations des concentrations de GES (y compris les concentrations de ces SAO) ont été décrites dans ce modèle par la voie de concentration représentative [11] qui conduit au plus fort réchauffement à la surface de la Terre (RCP 8.5). L'étude a conclu que, depuis 2019, la mise en œuvre du Protocole de Montréal a empêché un réchauffement compris entre 0,5 ° C et 1,0 ° C sur de grandes régions terrestres de latitudes moyennes, en particulier certaines parties de l'Afrique, de l'Amérique du Nord et de l'Eurasie. Un réchauffement allant jusqu'à 1,1 ° C a été évité dans certaines parties de l'Arctique. En plus de quantifier les avantages du Protocole de Montréal qui ont déjà été réalisés, Goyal et al. [10] ont également évalué l'effet du Protocole de Montréal sur le climat futur pour le scénario RCP 8.5. Les augmentations de température projetées qui devraient être évitées d'ici 2050 sont de l'ordre de 1,5 ° C à 2 ° C sur la plupart des zones terrestres extrapolaies, et entre 3 ° C et 4 ° C sur l'Arctique. En moyenne sur le globe (y compris les océans), un réchauffement d'environ 1 ° C serait évité d'ici 2050, ce qui correspond à environ 25% d'atténuation du réchauffement climatique attendu de tous les GES. Le Protocole de Montréal contribue à l'ODD 13.2 en réduisant le réchauffement climatique.

Ces avantages du Protocole de Montréal ont été corroborés par Polvani et al. [3] utilisant des calculs avec un modèle climatique différent. Lorsque tous les forçages connus (GES, SAO) ont été pris en compte, la température moyenne globale simulée de l'air à la surface a augmenté de 0,59 ° C entre

1955 et 2005. Lorsque les concentrations de SAO et d'ozone atmosphérique ont été fixées à des niveaux de 1955, le résultat le changement de température n'était que de 0,39 ° C. Par conséquent, les SAO étaient responsables d'environ un tiers du réchauffement climatique au cours de cette période. Des calculs similaires pour l'Arctique (60 à 90 ° N) ont entraîné des changements de température de 1,59 ° C et 0,82 ° C respectivement pour les deux scénarios, ce qui suggère que les SAO ont contribué pour environ la moitié au réchauffement à la surface de l'Arctique. Les changements des températures de l'Arctique ont un effet direct sur la perte de glace de mer. Polvani et coll. [3] ont conclu que les SAO ont contribué à la moitié de la perte forcée de glace de mer dans l'Arctique au cours de la seconde moitié du XXe siècle (section 5.5).

En résumé, ces études fournissent une preuve supplémentaire que le Protocole de Montréal n'est pas seulement vital pour la reconstitution de la couche d'ozone, mais aussi pour la réduction du réchauffement climatique. Le Protocole de Montréal a donc été le traité international le plus réussi à ce jour pour atténuer les changements climatiques anthropiques résultant de l'augmentation des GES. Le ralentissement inattendu récemment signalé de la baisse de la concentration atmosphérique de CFC-11 après 2012 [13], qui est en partie causé par de nouvelles émissions en provenance de l'est de la Chine [14], a non seulement le potentiel de retarder la reconstitution de la couche d'ozone [15] mais pourrait aussi avoir un effet négatif sur le climat futur car le PRG du CFC-11 est de 4 660 fois celui du CO<sub>2</sub> [5, 16]. Jusqu'à présent, ces émissions inattendues de CFC-11 n'ont pas été suffisamment importantes pour retarder considérablement la fermeture du trou dans la couche d'ozone [17]. Il est également peu probable que ces émissions aient un effet important sur les températures mondiales. Cependant, l'effet de réchauffement cumulatif des SAO, y compris le tétrachlorure de carbone, les CFC-11, 12, 113, 113a, 114 et 115, les halons, les HCFC, les HFC et le N<sub>2</sub>O, est toujours significatif [17]. Le resserrement de la réglementation concernant ces substances en modifiant le protocole de Montréal pourrait compenser en partie l'effet des futures émissions de CO<sub>2</sub> et réduire le réchauffement climatique.

## 2.2. Le trou d'ozone stratosphérique au-dessus de l'Antarctique continue de se rétablir.

Les changements dans la profondeur et l'étendue du trou d'ozone en Antarctique ont récemment été analysés sur la base des tendances de quatre paramètres représentatifs décrivant la gravité de l'appauvrissement de la couche d'ozone en Antarctique [18]. Les quatre paramètres sont : la superficie moyenne maximale du trou d'ozone sur 15 jours, la colonne d'ozone total (COT) moyenne sur 15 jours au minimum, le déficit d'ozone intégré et la durée du trou d'ozone. Après ajustement pour tenir compte de l'effet de la température stratosphérique sur l'appauvrissement de la couche d'ozone, les tendances des quatre paramètres au cours de la période 2001-2017 sont statistiquement significatives (niveau de confiance de 95% (CL)) et vont dans le sens de l'augmentation de l'ozone. Ces résultats sont soutenus par Kramarova et al. [19] qui ont calculé des tendances positives significatives du COT sur une période légèrement plus longue (1999-2019) pour deux paramètres : le COT moyen pour septembre en moyenne sur la plage de latitude 60 ° -90 ° S (tendance de 22,3 unités Dobson (UD) par décennie, 94% CL) et le COT minimum de l'Antarctique (tendance de 17,9 UD par décennie, > 99% CL). Ces résultats confirment la conclusion des dernières évaluations [7] selon laquelle le trou d'ozone antarctique est maintenant en cours de rétablissement.

## 2.3. Le trou dans la couche d'ozone en Antarctique en 2019 était le plus petit jamais enregistré et a conduit à des indices UV inhabituellement faibles mesurés en Antarctique.

Les signes de rétablissement de la couche d'ozone stratosphérique au-dessus de l'Antarctique (section 2.2) sont cohérents avec la diminution de la concentration de SAO réglementée par le Protocole de Montréal. En supposant une adhésion continue au Protocole de Montréal, les concentrations de SAO devraient continuer à baisser, entraînant finalement la disparition du trou d'ozone récurrent chaque année dans la seconde moitié du XXIe siècle [7]. D'ici là, on s'attend à d'importantes variations d'une

année à l'autre des divers paramètres du trou d'ozone en raison de la sensibilité de la destruction chimique de l'ozone aux températures dans la basse stratosphère en présence de SAO, comme expliqué ci-dessous.

Des températures record dans le vortex polaire stratosphérique au-dessus de l'Antarctique en septembre et octobre 2019 ont conduit au plus petit trou d'ozone antarctique enregistré depuis le début des années 1980 [19]. En moyenne sur la calotte polaire (60 ° -90 ° S), le COT moyen de cette période était le plus élevé au cours des 40 dernières années, et le COT minimum pour septembre 2019 était le plus élevé observé depuis 1988. Pour les mois de septembre et octobre et en novembre, le COT moyen de la calotte polaire était plus élevé de 29%, 28% et 26%, respectivement, par rapport à la moyenne de la période 2008-2018 [20].

Le faible trou d'ozone a été causé par une activité d'ondes planétaires anormalement forte originaire de l'océan Pacifique subtropical à l'est de l'Australie et au-dessus du Pacifique sud-est [19, 21, 22]. Ces ondes ont affaibli le vortex polaire stratosphérique, ce qui a conduit à un réchauffement de la stratosphère polaire à partir de la mi-août [23]. La température supérieure à la normale résultante dans la basse stratosphère a réduit l'apparition de nuages stratosphériques polaires (PSC), qui fournissent des surfaces pour des réactions chimiques hétérogènes impliquant du chlore qui détruisent l'ozone par catalyse. Le volume des PSC est tombé à presque zéro à la mi-septembre et les processus chimiques conduisant à l'appauvrissement de la couche d'ozone ont donc été supprimés beaucoup plus tôt que d'habitude.

Le COT record observé sur l'Antarctique au printemps 2019 a conduit à des indices UV inhabituellement bas (une mesure couramment utilisée pour quantifier la partie du spectre UV qui cause les coups de soleil) mesurés au pôle Sud (90 ° S) et aux hauteurs d'arrivée (78 ° S), une station de recherche surplombant McMurdo Sound. La figure 2 montre l'indice UV mesuré sur les deux sites du 1er septembre au 31 décembre 2019 par rapport à la moyenne et à l'intervalle calculés à partir des mesures des années 1991-2018. Entre octobre et mi-novembre 2019, l'indice UV au pôle Sud était au minimum de la fourchette historique (1991-2018), et est resté proche de ce minimum entre mi-novembre et janvier. À Arrival Heights, l'indice UV en 2019 était proche du minimum entre septembre et mi-novembre et est resté en dessous de la moyenne à long terme jusqu'à la mi-décembre, à l'exception de deux courtes périodes. De même, des indices UV réduits par rapport au record d'observation, qui a débuté en 2007 [24], ont été observés de septembre à décembre dans les stations de recherche australiennes en Antarctique de Casey (66 ° S), Mawson (68 ° S) et Davis (69 ° S). Les données de chacun de ces sites confirment que le rayonnement UV-B en Antarctique est principalement contrôlé par le COT, contrairement aux sites situés à des latitudes plus basses où les effets des nuages et des aérosols sont dominants (section 2.7).

#### 2.4. De nouvelles preuves confirment un lien étroit entre l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique en Antarctique et le climat de l'hémisphère sud.

L'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique au-dessus de l'Antarctique a conduit à des changements dans la circulation troposphérique estivale dans l'hémisphère sud depuis les dernières décennies du XXe siècle. Ces changements ont inclus le déplacement vers le pôle de la ceinture de vents aux latitudes moyennes, une tendance à une pression de surface plus faible sur l'Antarctique par rapport aux latitudes moyennes (c.-à-d. Une phase plus positive du mode annulaire sud ou SAM modèles de température et de précipitations [28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36]. Des travaux récents ont mis en évidence ces liens et ont mis en évidence des changements dus à la récupération de l'ozone stratosphérique.

Banerjee et coll. [37] ont utilisé des ré-analyses et des simulations météorologiques avec un seul modèle climatique pour montrer que les changements de circulation induits par la perte d'ozone stratosphérique dans les années 1980 et 1990 se sont arrêtés ou partiellement inversés vers la fin du

XXe siècle. En outre, ils constatent que ces changements sont principalement le résultat de l'inversion de la gravité de l'appauvrissement de la couche d'ozone en Antarctique en raison des mesures incitées par le Protocole de Montréal pour réduire les émissions de SAO. Par conséquent, le Protocole de Montréal a contribué à l'ODD 11.5 en ramenant les modèles de circulation à leur état naturel.

À l'aide d'observations et de simulations climatiques à modèle unique, Damiani et al. [38] ont constaté que le lien entre la perte d'ozone en Antarctique au printemps et les changements des précipitations annuelles s'est renforcé au cours des dernières décennies. Bien qu'ils soulignent que la quantité de perte d'ozone antarctique au cours d'une année donnée est liée à la force du couplage descendant de la stratosphère à la surface, ils constatent que l'augmentation de l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique a conduit à une tendance à des conditions plus sèches au Chili et à davantage de précipitations dans certaines parties de l'Australie et, dans une moindre mesure, en Amérique du Sud. Par conséquent, les anomalies printanières de l'ozone en Antarctique peuvent être utilisées comme prédicteur des précipitations estivales ultérieures en Amérique du Sud et en Australie. Un lien similaire entre les anomalies de l'ozone et les précipitations a également été établi pour l'Antarctique [34].

#### 2.5. La rupture précoce du vortex polaire stratosphérique au-dessus de l'Antarctique en 2019 a probablement exacerbé les incendies de forêt australiens de 2019/2020, mais la contribution de l'appauvrissement de la couche d'ozone est encore inconnue.

Selon une étude récente, l'affaiblissement et le réchauffement du vortex polaire stratosphérique au-dessus de l'Antarctique ont considérablement augmenté la probabilité de températures extrêmes chaudes et sèches dans l'est de l'Australie subtropicale du printemps austral au début de l'été [39]. Le réchauffement inhabituel de la stratosphère antarctique en septembre 2019 (section 2.3) peut avoir exacerbé les conditions extrêmement sèches observées pendant l'été 2019/20 dans l'hémisphère sud [23, 40,41,42,43,44], conduisant à incendies de forêt dévastateurs en Australie [45]. Plus précisément, l'événement de réchauffement stratosphérique a influencé la troposphère à partir de la mi-octobre 2019 en forçant la SAM d'une phase positive à une phase négative, ce qui a amélioré les conditions anormalement chaudes et sèches dans l'est de l'Australie [44]. Nous soulignons que l'événement de réchauffement stratosphérique, le changement de phase de la SAM et le petit trou d'ozone au printemps 2019 sont tous attribuables à une activité inhabituellement forte des vagues à l'échelle planétaire en 2019. Il n'y a pas eu d'études spécifiques pour cet événement aborder la question de savoir si la présence de SAO dans l'atmosphère a contribué aux propriétés de ces ondes ou influencé le couplage entre la stratosphère et la troposphère. Par conséquent, le rôle du Protocole de Montréal dans cet événement météorologique extrême est encore indéterminé.

Les incendies survenus dans l'est de l'Australie en décembre 2019 et en janvier 2020 ont touché plus de 10 millions d'hectares et causé des effets atmosphériques sans précédent dans tout l'hémisphère sud [46,47,48,49]. L'air surchauffé des incendies a produit des nuages de pyrocumulonimbus à grande échelle, forçant la fumée dans la basse stratosphère, d'où elle s'est élevée jusqu'à 35 km [49]. Les panaches ascendants ont transporté de l'air troposphérique pauvre en ozone dans la stratosphère, ce qui a produit un appauvrissement localisé de l'ozone, le COT étant réduit jusqu'à 100 UD ou plus d'un tiers du COT typique [46, 49]. L'air ascendant a également augmenté localement le rapport de mélange de la vapeur d'eau dans la basse stratosphère aux latitudes moyennes du sud [49], où l'on pourrait s'attendre à ce qu'il appauvrisse l'ozone grâce à des réactions hétérogènes accrues [50]. La fumée a également augmenté l'absorption des aérosols dans les zones isolées [48, 49]. On peut prévoir que la dilution et l'appauvrissement de l'ozone induits par le panache ont augmenté le rayonnement UV à la surface tandis que la fumée et les aérosols résultant des incendies ont entraîné une diminution du rayonnement UV. Cependant, les effets combinés de ces deux mécanismes opposés sur le rayonnement UV dans les zones touchées ne sont pas encore connus, car les mesures du rayonnement UV de ces zones n'ont pas encore été rapportées.

En utilisant les projections futures du 6e projet d'intercomparaison de modèles couplés (CMIP6) pour une gamme de scénarios d'émissions, Bracegirdle et al. [51] ont mis à jour des évaluations antérieures (par exemple, [52]) des changements de température de surface, des précipitations et de la vitesse zonale du vent au-dessus de l'Antarctique et de l'océan Austral. Dans la première moitié du XXIe siècle, la récupération de l'ozone stratosphérique déplacera l'équateur du jet ouest vers l'équateur, mais ce déplacement sera partiellement annulé en fonction du scénario GES (défini par Shared Socio-Economic Pathways (SSPFootnote 3) [53]) qui aboutit : pour les scénarios à faibles émissions (SSP1-2.6 et SSP2-4.5), il n'y a pas de changement significatif, mais pour les scénarios à émissions élevées (par exemple, SSP5-8.5), il y a une tendance à la progression vers le pôle et au renforcement du jet. Au cours de la seconde moitié du XXIe siècle, le forçage de l'ozone devrait s'affaiblir tandis que le forçage par les GES se renforcera, ce qui entraînera un déplacement général vers le sud du jet d'ouest pour tous les scénarios. Les régimes de température et de précipitations au-dessus de l'océan Austral répondront régionalement à l'emplacement du jet, mais pour l'intérieur de l'Antarctique, les changements seront dominés par des augmentations de GES indépendamment de l'emplacement du jet.

#### 2.6. Des augmentations sans précédent du rayonnement ultraviolet solaire de l'Arctique ont été causées par un appauvrissement exceptionnellement important de la couche d'ozone stratosphérique en 2020.

Les colonnes d'ozone totales moyennées sur la calotte polaire nord (63 ° -90 ° N) étaient exceptionnellement basses à la fin de l'hiver et au début du printemps (février-avril) de 2020 [54]. Le COT moyen en 2020 pour cette période de 3 mois était de 340 UD, soit 100 UD en dessous de la moyenne des mesures entre 1979 et 2019 et la valeur la plus basse depuis le début des mesures par satellite en 1979. Les faibles COT en 2020 ont été partiellement causés par un vortex polaire puissant et de longue durée, qui a fourni les conditions idéales pour la destruction chimique de l'ozone. Des températures suffisamment basses pour former des PSC dans le vortex se sont développées au début de la saison et ont enfermé en moyenne environ un tiers du volume du vortex [54-58]. Ces conditions sont uniques au cours des ~ 40 années de mesures, faisant de 2020 l'année avec la plus grande perte d'ozone dans l'Arctique jamais enregistrée. L'apparition d'un petit trou dans la couche d'ozone avec peu d'appauvrissement de la couche d'ozone sur l'Antarctique (section 2.3) et une importante diminution de la couche d'ozone sur l'Arctique au cours d'une période de 6 mois est une coïncidence et ne peut être attribuée à une cause commune.

Le faible COT a conduit à des anomalies record dans le rayonnement solaire UV-B au-dessus de l'Arctique mesurées par des instruments au sol à dix endroits arctiques et subarctiques et observées par l'instrument de surveillance de l'ozone (OMI) sur le satellite Aura de la NASA [59]. Les anomalies de rayonnement UV ont été particulièrement importantes entre début mars et mi-avril 2020. Les indices UV mesurés en 2020 ont dépassé la moyenne historique (2005-2019) jusqu'à 100%. À plusieurs endroits du nord du Canada et de la Scandinavie, les moyennes historiques ont été dépassées de plus de six écarts types. Cependant, les anomalies absolues sont restées inférieures à 3 unités d'indice UV parce que les améliorations se sont produites pendant une période où l'élévation solaire à ces emplacements de l'Arctique est faible.

#### 2.7. De nouvelles études ont rapporté des tendances du rayonnement UV solaire pour de nombreuses régions de latitude moyenne, confirmant que les changements du rayonnement UV solaire au cours des 20 dernières années ont généralement été faibles et principalement causés par des changements dans la couverture nuageuse.

Les tendances du rayonnement UV ont été calculées à partir de mesures UV pour plusieurs stations européennes (Reading (51 ° N), Uccle (51 ° N), Thessalonique (41 ° N) et Sodankylä (67 ° N)) [60];

Eurasie septentrionale (une région au nord de 40 ° N s'étendant de la Scandinavie à la Sibérie) [61]; et un site près de l'équateur (Quito, Équateur, 2 850 m au-dessus du niveau de la mer) [62]. Ces nouvelles études ont généralement confirmé les conclusions de notre dernière évaluation actualisée [1], c'est-à-dire que les changements de rayonnement UV au cours des 20 dernières années ont été faibles (généralement inférieurs à environ 4% par décennie) parce que le Protocole de Montréal a empêché de fortes baisses de COT. Pour la plupart des endroits en dehors des régions polaires, les changements à long terme du rayonnement UV-B sont principalement régis par les variations des nuages, des aérosols et de la réflectivité de surface, tandis que les changements du COT sont moins importants.

Les résultats de ces mesures au sol sont corroborés par des données satellitaires. En utilisant les observations de l'OMI, Herman et al. [63] ont montré que l'irradiance érythémale à midi dans 191 villes situées entre 60 ° N et 60 ° S n'a pas changé de manière significative (95% CL) au cours de la période 2005-2018. Cependant, lorsque les données sont moyennées sur des bandes de latitude de 15 °, il existe de fortes corrélations entre le rayonnement UV érythémal et les changements à court et à long terme des nuages et des aérosols absorbants, ainsi que des corrélations inverses avec le COT. Les changements les plus importants de l'irradiance érythémale entre 60 ° N et 60 ° S sont causés par des changements dans la transmission des nuages et des aérosols, et varient entre - 4 et 4% par décennie.

Contrairement à la situation sous les tropiques et aux latitudes moyennes, les changements à long terme du rayonnement UV en Antarctique continuent d'être dominés par les changements du COT. Une nouvelle étude [27] a mis à jour une analyse antérieure [64] des tendances de l'indice UV sur trois sites antarctiques : le pôle Sud (90 ° S), les hauteurs d'arrivée (78 ° S) et la station Palmer (65 ° S). Au pôle Sud (un site représentatif du plateau polaire antarctique), des tendances décennales significatives (95% CL) de - 3,9% et - 3,1% sur la période 1996-2018 ont été calculées pour janvier et février, respectivement, ce qui peut être expliqué par les tendances positives concomitantes du COT. Aux hauteurs d'arrivée, une tendance significative (90% CL) de l'indice UV de - 3,3% par décennie a été calculée pour l'été et a été attribuée à une tendance à la hausse significative du COT de 1,5% par décennie en janvier plus l'effet des changements de glace (c.-à-d. glace de mer fixée par terre, icebergs échoués ou plateformes de glace) recouvrant la mer adjacente au site de l'instrument. Ainsi, cette étude fournit la preuve que l'indice UV en Antarctique commence à diminuer pendant les mois d'été. Cependant, des réductions statistiquement significatives pour le printemps (octobre et novembre), lorsque le trou d'ozone entraîne une grande variabilité de l'indice UV, n'ont pas été détectées. Les tendances pour le printemps n'étaient pas non plus apparentes même lorsque les données de 2019 - l'année où un trou d'ozone anormalement petit a été observé (section 2.3) - ont été incluses.

#### 2.8. Le rayonnement UV-B aux latitudes basses et moyennes devrait augmenter dans la seconde moitié du XXI<sup>e</sup> siècle en raison de la diminution de la couverture nuageuse résultant de l'augmentation des gaz à effet de serre.

Des simulations avec un modèle climatique de chimie (EMAC) pour la période 1960–2100 ont été utilisées pour dériver les tendances du rayonnement endommageant l'ADN à quatre emplacements de latitude moyenne et un site tropical de haute altitude [65]. L'irradiance endommageant l'ADN, calculée en moyenne sur les cinq sites, devrait augmenter de 1,3% par décennie entre 2050 et 2100. Pour isoler l'effet des GES sur le climat, une simulation a supposé une augmentation des GES selon le RCP 6.0 et la deuxième a adopté des GES constants aux niveaux de 1960. Aucune tendance de l'ozone total n'a été détectée par le modèle après 2050, et la tendance de l'irradiance endommageant l'ADN a été attribuée à une diminution statistiquement significative (95% CL) de la couverture nuageuse de - 1,4 par décennie résultant de l'augmentation des GES. L'étude suggère que les variations de l'irradiance UV-B aux latitudes basses et moyennes au cours de la seconde moitié du XXI<sup>e</sup> siècle seront dominées par des facteurs autres que les changements de l'ozone stratosphérique [65]. Cependant,

ces projections dépendent de la description précise des nuages par les modèles climatiques. Les incertitudes dans la modélisation des nuages se propagent aux changements projetés du rayonnement UV-B solaire.

### 2.9. Les mesures du rayonnement UV depuis l'espace avec un nouvel instrument ont été validées et continueront d'enregistrer des données commencées par des instruments hérités.

La plupart des estimations du rayonnement UV de surface de l'espace ont été historiquement basées sur les spectromètres de cartographie de l'ozone total de la NASA (TOMS), qui sont disponibles jusqu'en 2006, et OMI (pour les données, voir [66] et <https://acdisc.gesdisc.eosdis.nasa.gov/data/>). Les mesures OMI sur le satellite Aura ont commencé en 2004 [67] et seront probablement interrompues dans quelques années [1]. L'instrument de surveillance de la sphère TROPOMI (TROPOMI) du satellite Sentinel-5 Precursor de l'Agence spatiale européenne fournira des estimations spatiales du rayonnement UV pour l'avenir. Les observations TROPOMI du rayonnement UV ont été récemment comparées aux mesures au sol sur 25 sites [68]. Pour des conditions de surface sans neige, la différence relative médiane entre les mesures de l'indice UV par TROPOMI et ces stations au sol concordait entre  $\pm 10\%$  et  $\pm 5\%$  sur 18 et 10 sites, respectivement. Ces différences sont comparables à celles rapportées pour OMI [69, 70]. Des différences plus importantes ont été observées dans des endroits aux conditions difficiles, comme les zones montagneuses ou les sites de l'Arctique et de l'Antarctique avec une couverture de neige variable. Les données TROPOMI et OMI concordent avec les mesures au sol dans une plage similaire. Une comparaison complète entre les produits UV de surface OMI et TROPOMI est prévue [67] pour s'assurer qu'il n'y a pas de changement progressif dans la série chronologique des mesures de rayonnement UV lors de la transition d'OMI à TROPOMI.

## **3. Santé humaine.**

De part les augmentations du rayonnement UV-B atteignant la surface de la Terre, le Protocole de Montréal a eu un certain impact sur la santé humaine, à la fois directement et indirectement. Les modèles estiment qu'un grand nombre de cancers cutanés et de cataractes ont été évités. Les préoccupations concernant l'ozone et l'attention internationale accordée aux méthodes visant à atténuer sa perte ont également probablement contribué à accroître les investissements dans la technologie des écrans solaires et à promouvoir des stratégies visant à réduire les effets nocifs de la surexposition au soleil (ODD 13.3). Cependant, il est important de noter que l'exposition au soleil a également des avantages pour la santé humaine, et à ce jour, les effets du Protocole de Montréal sur ceux-ci ne sont pas clairs. Ci-dessous, nous décrivons de nouvelles informations sur les tendances du cancer de la peau et les effets de l'exposition aux rayons UV sur la santé humaine; ceux-ci devraient être pris en compte dans les futures évaluations de modélisation des effets du Protocole de Montréal sur la santé humaine.

### 3.1. Un nouveau modèle a estimé le nombre de cancers cutanés et de cataractes évités grâce à la mise en œuvre du Protocole de Montréal.

Les estimations produites par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis à l'aide du modèle mis à jour du cadre des effets sur l'atmosphère et la santé (AHEF) indiquent que la pleine mise en œuvre du Protocole de Montréal devrait prévenir 432 millions de cas de cancer des kératinocytes et 11 millions de cas de mélanome aux États-Unis pour les personnes nées entre 1890 et 2100 [71]; il devrait également prévenir 2,3 millions de décès par cancer de la peau (principalement mélanome, mais aussi carcinome épidermoïde cutané (CSC)) et 63 millions de cas de cataracte. Ces chiffres sont supérieurs aux estimations précédentes de 2015 (328 millions de cas de cancer des kératinocytes; 10

millions de cas de mélanome; 1,8 million de décès par cancer de la peau; 33 millions de cas de cataracte) en raison de la mise à jour des paramètres physico-chimiques, de l'amélioration des calculs d'irradiance UV et des données démographiques mises à jour.

Le modèle des effets sur la santé AHEF estime le changement de l'incidence du cancer de la peau qui se produirait à la suite d'un changement relatif de la dose de rayonnement UV dans différents scénarios d'émission de substances appauvrissant la couche d'ozone, tout en supposant que les comportements de protection solaire restent constants. On estime que les effets les plus importants sur l'incidence du cancer de la peau se produisent chez les personnes nées entre 1960 et 1980, car ces cohortes de naissance ont connu toute la période d'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et auront également reçu la plus grande dose cumulative de rayonnement UV à vie. Le modèle estime que les cohortes nées en 2040 ou après ne connaîtront pas d'incidence excessive de cancer de la peau causé par les effets de l'appauvrissement de la couche d'ozone.

### 3.2. Les nouvelles données sur l'incidence du mélanome montrent que les tendances temporelles diffèrent selon le pays, l'âge, le sexe et le site anatomique.

Aux États-Unis, l'incidence du mélanome cutané malin a augmenté chez les adultes de toutes origines ethniques âgés de 40 ans ou plus entre 2001 et 2015 à un taux de variation annuel moyen (AAPC) de 1,8% [72]. Chez les Blancs non hispaniques, l'augmentation a été plus marquée entre 2001 et 2005 (AAPC 3,9%) que dans la période la plus récente, suggérant un certain plafonnement des taux d'incidence (2005-2015, AAPC 1,7%) [73]. Des baisses significatives de l'incidence chez les adolescents et les jeunes adultes ont été observées entre 2001 et 2015 (AAPC allant de - 3,6% à - 5,4%) [72]. Par rapport aux adultes nés vers 1956, ceux nés vers 1991 avaient un risque de mélanome inférieur de 15% [rapport du taux d'incidence (TRI) 0,85, IC à 95% 0,77-0,94] [73]. Ces tendances peuvent être attribuables à des programmes de santé publique et / ou à des changements sociétaux plus larges, tels que l'augmentation des activités récréatives intérieures facilitées par l'avènement des petits appareils informatiques personnels.

Une analyse des données du National Cancer Registry de l'Afrique du Sud de 2005 à 2013 a révélé une incidence globale standardisée selon l'âge du mélanome (population standard mondiale) de 2,7 pour 100000 personnes par an, mais il y avait une différence marquée entre les blancs (23,2 pour 100000) et populations noires (0,5 pour 100 000) [74]. En Chine, l'incidence du mélanome a augmenté de 1990 à 2017, avec la plus forte augmentation de 2006 à 2017 (AAPC 6,1%, IC à 95% 5,6–6,6%) [75].

Les données sur l'incidence du mélanome selon le sexe et le site corporel pour la période 1982-2015 pour l'Australie, la Nouvelle-Zélande, le Canada, les États-Unis, le Royaume-Uni, la Norvège, la Suède et le Danemark montrent que dans la dernière décennie (2005 à 2015), l'incidence a augmenté dans tous les pays à l'exception de la Nouvelle-Zélande et du Danemark (Fig. 3) [76]. L'incidence totale du mélanome était plus élevée chez les hommes que chez les femmes dans les populations du "nouveau monde" (celles plus récemment peuplées de personnes d'origine européenne; les Blancs des États-Unis, le Canada, l'Australie et la Nouvelle-Zélande) mais pas dans les pays du "vieux monde" (Royaume-Uni, Norvège, Suède et Danemark) [76]. Le rapport des taux d'incidence entre les hommes et les femmes variait avec l'âge. Dans toutes les populations, les mélanomes cutanés étaient plus fréquents chez les femmes que chez les hommes chez les moins de 45 ans, principalement en raison de taux plus élevés de mélanome au membre inférieur chez les femmes. L'inverse était vrai pour les personnes âgées de  $\geq 70$  ans en raison de l'incidence plus élevée sur la tête et le cou chez les hommes. Ces modèles spécifiques au sexe et au site indiquent très probablement des combinaisons de différences entre les sexes dans la distribution anatomique du naevi [77] et les modèles d'exposition au soleil. Ces différences peuvent devoir être prises en compte dans les modèles pour prédire le risque futur de mélanome.

### 3.3. Les tendances de la mortalité par mélanome différent selon le sexe dans la plupart des pays.

Les tendances de la mortalité par mélanome sont dictées par les tendances de l'incidence et des pratiques de dépistage, ainsi que par l'amélioration des traitements. De nouvelles informations sur la mortalité par mélanome ont été communiquées pour 31 pays, en utilisant les données de la base de données de l'OMS sur la mortalité, couvrant la période de 1985 à 2015. Une augmentation globale de la mortalité a été signalée pour les hommes dans tous les pays, contrairement à des taux stables ou en baisse chez les femmes. [78]. Pour la période la plus récente (2013-2015), le taux de mortalité médian était de 2,6 décès pour 100 000 pour les hommes et de 1,55 pour 100 000 pour les femmes; les taux de mortalité les plus élevés ont été enregistrés en Australie et en Norvège pour les hommes, et en Norvège et en Slovénie pour les femmes. L'augmentation dans la plupart des pays reflète l'augmentation des taux de mortalité chez les personnes âgées de 50 ans ou plus; les taux de mortalité étaient généralement stables ou en baisse dans les groupes d'âge plus jeunes. Un rapport distinct pour l'Espagne sur la période 1982-2016 a montré une tendance similaire, les taux de mortalité se stabilisant chez les hommes et les femmes de moins de 64 ans à partir du milieu des années 90, tandis que les taux continuaient d'augmenter dans les groupes plus âgés [79]. Une analyse des données de l'Institut australien de la santé et du bien-être [80] suggère qu'en Australie les taux de mortalité chez les hommes et les femmes sont en baisse, bien que cela semble beaucoup plus marqué chez les hommes (Fig. 4).

Les traitements améliorés du mélanome métastatique au cours de la dernière décennie sont en partie responsables de la baisse de la mortalité. Les données des États-Unis (réservées aux Blancs) ont montré que l'introduction de nouvelles thérapies systémiques était associée à une réduction significative du taux de mortalité par mélanome sur la période 2013-2016 (AAPC - 6,2, IC à 95% - 8,7 à - 3,7) [81].

### 3.4. Dans certains pays européens, l'incidence des cancers des kératinocytes et des cancers pré-malins continue d'augmenter, avec des différences selon le sexe et le site anatomique de la tumeur.

Une étude portant sur l'ensemble de la population en Islande, basée sur les données du registre, a rapporté que de 1981 à 2017, l'incidence du carcinome basocellulaire (CCB) a augmenté de 2,3 fois chez les hommes et de 3,7 fois chez les femmes [82]. En raison de la plus forte augmentation chez les femmes, l'incidence chez les femmes était 1,4 fois plus élevée que chez les hommes au cours des 5 dernières années de la période d'étude (taux d'incidence normalisés selon l'âge de 83,1 et 59,9 tumeurs pour 100000, respectivement), alors qu'au début de la période, il était légèrement plus faible chez les femmes (22,2 / 100 000) que chez les hommes (25,7 / 100 000). Le risque à vie est passé de 3,2 à 10,1% chez les femmes et de 2,8% à 7,3% chez les hommes. L'augmentation de l'incidence était la plus élevée pour le CBC sur le tronc et les jambes ; entre 1981 et 1990, 72% des CBC étaient localisés sur la tête et le cou chez les hommes et les femmes, alors que pendant la période 2009-2017, ce pourcentage était tombé à 57% pour les hommes et 49% pour les femmes. Compte tenu des modèles d'incidence observés et du très faible rayonnement UV ambiant en Islande, il est fort probable que ces changements soient dus à une utilisation accrue des lits de bronzage et / ou à des déplacements plus fréquents vers des endroits ensoleillés.

Aux Pays-Bas, une étude du CSC in situ a révélé une augmentation marquée de l'incidence entre 1989 et 2017, plus prononcée chez les femmes que chez les hommes [83]. Chez les hommes, le taux normalisé selon l'âge (population standard européenne) a été multiplié par six, passant de 11,1 cas à 67,8 cas pour 100 000 personnes-années ; chez les femmes, il y avait une augmentation de 7,7 fois de 9,3 à 71,7 pour 100 000 personnes-années. Chez les hommes, l'augmentation était la plus importante pour les lésions du cuir chevelu et du cou, tandis que chez les femmes, elle était la plus élevée pour les lésions du tronc. Les différences de comportement qui sous-tendent ces modèles soulignent

l'importance de tenir compte des différences entre les sexes lors de la modélisation des effets potentiels du Protocole de Montréal sur la santé humaine.

### 3.5. Le traitement du cancer de la peau est coûteux et la prévention primaire est rentable.

L'introduction de nouveaux traitements systémiques coûteux pour le mélanome, combinée à une incidence accrue de tous les types de cancer de la peau, a entraîné une augmentation sensible du fardeau économique du cancer de la peau aux Pays-Bas [84]. En 2017, le cancer de la peau était le quatrième cancer le plus coûteux à gérer (465 millions d'euros). Le coût total était 1,7 fois plus élevé qu'en 2007 (278 millions d'euros) et au cours de cette décennie, le coût des médicaments est passé de 0,7 million d'euros à 121 millions d'euros en raison de l'avènement de l'immunothérapie coûteuse utilisée pour traiter le mélanome avancé. D'ici 2030, les coûts devraient atteindre 1,35 milliard d'euros.

Dans le Queensland (Australie), une zone à très fort rayonnement UV ambiant [85], la modélisation a montré que par rapport aux examens cutanés cliniques annuels (détection précoce) et à l'absence d'intervention, l'utilisation quotidienne d'un écran solaire (prévention) entraînait moins de cas de mélanomes et de kératinocytes cancéreux, des coûts significativement plus faibles associés au diagnostic et au traitement, et de petites différences dans les années de vie sauvées (0,9%) et les années de vie ajustées en fonction de la qualité gagnées (0,10%). Bien que ces résultats ne puissent pas se généraliser aux milieux où le rayonnement UV ambiant est plus faible, ils soulignent la valeur de l'augmentation des comportements de prévention primaire dans les populations à forte incidence de cancer de la peau.

### 3.6. Les médicaments couramment utilisés restent une cause de photodermatoses et peuvent augmenter le risque de cancer de la peau.

Environ 5% des patients atteints de photodermatose qui ont été référés à une unité de photobiologie présentaient une photosensibilité résultant d'une médication par voie orale. Alors que les UV-A sont la principale bande d'ondes contributive, une évaluation *in vivo* détaillée utilisant des tests monochromatiques avec des longueurs d'onde comprises entre 300 et 600 nm montre que l'exposition aux rayons UV-B y contribue également dans une proportion de cas (14,5%) [86]. De nombreux médicaments courants provoquent une photosensibilité aiguë, notamment les diurétiques thiazidiques, la quinine, les antibiotiques, les antidépresseurs et les antiépileptiques. De nouveaux médicaments photosensibilisants font leur apparition, notamment les inhibiteurs de la pompe à protons et les statines [86]. Une analyse des médicaments délivrés entre 2010 et 2017 en Allemagne et en Autriche a révélé que sur > 632 millions (Allemagne) et > 113 millions (Autriche) de médicaments délivrés, près de 50% avaient un potentiel de photosensibilisation [87].

Le risque que les médicaments photosensibilisants puissent induire un cancer de la peau peut représenter un problème de santé publique important. Le diurétique couramment prescrit, l'hydrochlorothiazide, est apparu comme un coupable dans des études récentes, ce qui a conduit le comité d'évaluation des risques de pharmacovigilance de l'Agence européenne des médicaments à recommander que les informations sur le produit soient mises à jour pour inclure des conseils sur le risque accru de cancer des kératinocytes avec l'utilisation d'hydrochlorothiazide en Europe [88].

### 3.7. Les troubles oculaires liés à l'exposition au soleil continuent d'imposer une charge de morbidité considérable.

L'exposition des yeux aux rayons UV augmente le risque de cataracte, qui reste la principale cause de perte de vision dans le monde. En 2015, la cataracte représentait 35% de la cécité totale, les projections suggérant que cela reste le cas en 2020 [89,90,91,92,93,94]. À l'échelle mondiale, le taux

de DALY normalisé selon l'âge a augmenté de 10% de 1990 à 2016 (à 88,3 / 100 000), bien qu'il n'y ait pas eu d'augmentation au cours de la dernière décennie de cette période [95].

Dans une étude basée sur la population de 9735 adultes âgés de plus de 40 ans en Inde, 33% étaient atteints de cataracte, avec peu de différence entre les hommes et les femmes. Il y avait une forte association avec une exposition solaire efficace à vie; le risque de cataracte pour les personnes du quintile le plus élevé était de 9,4 fois celui du quintile le plus bas (IC à 95% 7,9–11,2) [96].

### 3.8. De nouvelles études suggèrent un rôle limité de la vitamine D dans la santé, en dehors des affections musculo-squelettiques.

La production de vitamine D est le bénéfice le plus connu de l'exposition de la peau aux rayons UV-B. La vitamine D joue un rôle clé dans le maintien de la santé musculo-squelettique. Il existe une controverse sur la concentration optimale du métabolite mesurée pour évaluer le statut en vitamine D (25 hydroxy vitamine D [25 (OH) D]); il est généralement admis que 25 (OH) D <25-30 nmol / L augmente le risque de troubles musculo-squelettiques, mais de nombreuses organisations conseillent de maintenir des niveaux d'au moins 50 nmol / L pour minimiser le risque de chutes et de fractures. Des études observationnelles suggèrent qu'il peut y avoir des liens avec de nombreux autres résultats pour la santé et, si tel est le cas, une concentration plus élevée de 25 (OH) D peut être justifiée. Cependant, les associations observées peuvent ne pas être causales, et les essais contrôlés randomisés ont pour la plupart échoué à identifier les avantages de la supplémentation en vitamine D. Les études de randomisation mendélienne, dans lesquelles la concentration de 25 (OH) D prédite génétiquement, plutôt que mesurée, est utilisée pour tester un lien avec les résultats pour la santé, peuvent surmonter certains des biais inhérents aux études observationnelles. Plusieurs études de randomisation mendélienne récemment publiées n'ont pas réussi à identifier les liens entre la vitamine D et les maladies cardiovasculaires / métaboliques, la dépression, les fractures non vertébrales, la mortalité toutes causes [97, 98] ou les traits cognitifs et psychiatriques [99].

Ces analyses de randomisation mendélienne ne tiennent pas compte des effets non linéaires et ne peuvent donc pas exclure un effet possible d'une concentration de 25 (OH) D très faible, mais elles suggèrent un bénéfice limité du traitement pour augmenter les concentrations de 25 (OH) D chez les personnes qui ne sont pas notablement déficientes. Ces résultats sont importants car ils sous-tendent les modèles visant à identifier la quantité de rayonnement UV-B nécessaire pour éviter une carence en vitamine D.

### 3.9. La carence en vitamine D semble être répandue sur le continent africain et chez les personnes d'origine sud-asiatique vivant au Royaume-Uni.

Une méta-analyse de la carence en vitamine D sur le continent africain a révélé que 18,5% et 34,2% des participants à l'étude avaient une concentration sérique de 25 (OH) D de <30 nmol / L et <50 nmol / L, respectivement [100]. Cependant, l'hétérogénéité entre les études était très élevée et ne pouvait pas être expliquée par le groupe d'âge, la région géographique, la résidence dans une région rurale ou urbaine, le dosage de la vitamine D ou le risque de biais. Bien que cette étude suggère qu'il existe une prévalence modérément élevée de carence en vitamine D en Afrique, des études basées sur la population utilisant des méthodes cohérentes (y compris des dosages de vitamine D) sont nécessaires pour permettre des comparaisons entre les pays et éclairer les politiques d'exposition au soleil et de nutrition.

Une analyse d'échantillons sanguins de 6433 adultes (âgés de 40 à 69 ans) d'origine sud-asiatique de la cohorte britannique Biobank (échantillons collectés entre 2006 et 2010) a révélé une prévalence très élevée de carence en vitamine D; 92% avaient une concentration de 25 (OH) D <50 nmol / L, 55% étaient <25 nmol / L et 20% avaient une carence très sévère (25 (OH) D <15 nmol / L). Quand 843 participants supplémentaires avec une concentration indétectable de 25 (OH) D ont été inclus, la prévalence d'une carence sévère en vitamine D est passée à 29%. Bien que ces données datent maintenant d'au moins une décennie et que de nouvelles recommandations selon lesquelles les résidents du Royaume-Uni devraient régulièrement prendre un supplément de 400 unités internationales peuvent avoir réduit la prévalence de la carence en vitamine D, elles mettent en évidence le risque élevé encouru par les personnes vivant à la peau foncée. aux hautes latitudes [101]. L'une des principales conséquences de la carence en vitamine D chez les enfants est le rachitisme, et plus de 80% des enfants atteints de rachitisme au Royaume-Uni sont d'origine sud-asiatique ou noire [102].

### 3.10. La modulation du système immunitaire induite par les rayons UV a des effets à la fois bénéfiques et néfastes.

L'exposition de la peau aux rayons UV affecte le système immunitaire local et systémique par les voies de la vitamine D et non-vitamine D. En fonction de la longueur d'onde, de la dose et de la fréquence d'exposition au rayonnement UV, les réponses immunitaires adaptatives (c'est-à-dire acquises) sont souvent supprimées [103, 104]. L'exposition aux rayons UV induit des altérations des cellules cutanées, des molécules [105], du transcriptome [106] et des bactéries commensales [107], conduisant à l'activation en aval des lymphocytes T et B régulateurs. Ceux-ci exercent leurs effets suppressifs pendant des périodes prolongées, à la fois localement sur le site d'exposition aux rayons UV et à distance sur des sites non irradiés (Fig. 5) [108]. D'autres cellules immunitaires, y compris les cellules T GATA3 + récemment décrites [109], peuvent également être impliquées. La suppression de la réponse immunitaire cutanée est un contributeur important à la pathogenèse du cancer de la peau [104]. Ceci est particulièrement le cas lorsque la quantité de rayonnement UV reçue est élevée (c'est-à-dire, coup de soleil) et / ou prolongée (c'est-à-dire chronique). Les effets distants des rayons UV sur la réponse immunitaire peuvent entraîner le développement d'un mélanome sur des sites non cutanés tels que l'œil [110].

Contrairement à la suppression de l'immunité adaptative, les réponses immunitaires innées, en particulier sur le site d'exposition aux rayons UV, sont activées (Fig. 5). Si cette activation peut conduire à une protection contre une infection localisée, elle est également susceptible d'affecter le microbiome cutané (la communauté de micro-organismes présents dans et sur la peau), bien qu'avec un degré élevé de variabilité entre, et même à l'intérieur emplacements) personnes [111]. En général, les modifications du microbiome cutané induites par l'exposition aux rayons UV semblent augmenter l'irritation cutanée et les éruptions cutanées, et également altérer les réponses immunitaires aux agents pathogènes. De nouvelles recherches mettent en évidence les implications de cette modulation immunitaire induite par l'exposition aux rayons UV pour certaines maladies décrites ci-dessous.

L'herpès zoster (zona) est une affection cutanée douloureuse qui peut être suivie d'une névralgie invalidante. Il résulte de la réactivation du virus varicelle-zona latent (VZV). Sur 205 756 participants de trois études de cohorte prospectives aux États-Unis suivies pendant 16 à 24 ans, plus de 24 000 incidents de zona ont été signalés [112]. Une exposition estimée plus élevée aux rayons UV était associée à un risque 14% plus élevé de zona chez les hommes (rapport de risque ajusté 1,14; IC à 95% 1,02-1,2), mais il n'y avait pas d'association chez les femmes. Il s'agit de la première étude longitudinale rapportant un risque accru de réactivation du VZV lié à l'exposition aux rayons UV. Ces résultats doivent être vérifiés, mais peuvent s'expliquer par la suppression de l'immunité cutanée [113].

Il y a eu des preuves supplémentaires que l'exposition aux rayons UV réduit le risque de certaines maladies auto-immunes. Dans l'étude sur les techniciens en radiologie aux États-Unis, il y avait une association linéaire entre la dose de rayonnement UV ambiante moyenne à vie plus faible en hiver (mais pas en été) au lieu de résidence et un risque accru de développer une sclérose en plaques (SEP; HR ajusté = 2,00, IC à 95% 1,21–3,30 pour la catégorie la plus basse vs la plus élevée des quatre catégories) [114]. Une méta-analyse récente confirme un gradient de latitude dans la prévalence de la SEP qui pourrait devenir de plus en plus fort ; cela fournit une preuve supplémentaire de l'importance des facteurs environnementaux dans la pathogenèse de la maladie [115]. Chez les enfants, une exposition plus élevée au soleil a été associée à un risque plus faible de développer une maladie inflammatoire de l'intestin dans une étude australienne (OR ajusté 0,94, P = 0,002 pour chaque 10 min supplémentaire à l'extérieur) [116].

### 3.11. L'exposition aux rayons UV a des effets potentiels sur le cancer et les maladies métaboliques.

Le microbiome intestinal est en train de devenir un acteur clé dans de multiples résultats de santé, y compris certains cancers et troubles métaboliques, auto-immunes et psychiatriques [117]. L'exposition de la peau aux rayons UV peut augmenter la diversité du microbiome intestinal, avec un potentiel d'impact positif sur la maladie [118]. On ne sait pas encore si cela se fait par des voies dépendantes ou indépendantes de la vitamine D [119], mais une revue systématique des études in vivo a révélé des liens évocateurs entre la vitamine D et le microbiome dans des études chez la souris et chez l'homme [120].

Dans une revue systématique et une méta-analyse, un plus grand temps passé à l'extérieur était associé à une réduction du risque de cancer du sein ( $\geq 1$  h / jour au soleil pendant les mois d'été au cours de la vie ou à l'âge adulte habituel par rapport à  $<1$  h / jour: risque relatif combiné = 0,84, IC à 95% 0,77 à 0,91) [121], avec quelques preuves d'un effet plus fort de l'exposition pendant l'adolescence.

Dans une vaste étude de patients sous hémodialyse à long terme (n = 342 457) aux États-Unis, l'irradiance UV ambiante à l'emplacement de la clinique de dialyse était inversement associée à la pression artérielle systolique [122]. Le rayonnement UV-A et UV-B ambiant était associé à un effet bénéfique, mais l'effet du rayonnement UV-B était plus important. Ces données sont cohérentes avec un essai clinique antérieur d'irradiation UV-A [123], mais le manque de données individuelles sur l'emplacement résidentiel ou le temps passé à l'extérieur réduit le niveau de confiance qu'une plus grande exposition aux rayons UV est associée à une pression artérielle systolique plus basse.

### 3.12. Les directives relatives à l'exposition au soleil devront peut-être être reconsidérées.

L'Organisation mondiale de la santé et de nombreuses autres organisations gouvernementales et non gouvernementales conseillent de ne pas exiger de protection solaire lorsque l'indice UV est inférieur à 3. Cet avis a déjà été contesté sur la base des données de rayonnement UV de Nouvelle-Zélande [124] et est soutenu par une nouvelle étude allemande [125]. En utilisant les données de neuf stations de surveillance au sol de 2007 à 2016, Lehmann et ses collègues ont constaté que lorsque l'indice UV est de 2, les personnes atteintes de types de peau Fitzpatrick I et II peuvent recevoir une dose érythémale minimale de rayonnement UV en 1,5 h [125]. En de rares occasions, la dose érythémale minimale peut être dépassée lorsque l'indice UV est de 1. Un message de protection solaire plus nuancé peut-être nécessaire, tenant compte du type de peau et du temps passé à l'extérieur.

#### 4. Écosystèmes terrestres et biodiversité.

Les interactions entre l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et le changement climatique continuent de modifier l'exposition des plantes et des animaux au rayonnement solaire UV (à la fois UV-B et UV-A). Ces changements ont le potentiel d'affecter la durabilité de l'agriculture et la santé et les services des écosystèmes terrestres. Dans cette section, nous évaluons les stratégies écologiques qui sous-tendent les réponses des écosystèmes terrestres à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, et évaluons de nouvelles recherches qui considèrent le rôle du rayonnement UV dans l'influence de la gamme d'habitats appropriés pour les espèces importantes qui contribuent à la biodiversité. En outre, nous examinons comment le rayonnement UV-B, ainsi que les changements d'autres facteurs environnementaux associés au changement climatique (par exemple, la température, la disponibilité de l'humidité), affectent la croissance des plantes, la défense des agents pathogènes et des ravageurs, et la qualité des cultures vivrières. Nous évaluons ici les effets potentiels de ces changements et d'autres résultant des interactions entre l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et le changement climatique sur les écosystèmes terrestres, y compris les effets écologiques d'événements extrêmes tels que les incendies de forêt, les températures record et l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique dans l'Arctique et l'Antarctique.

##### 4.1. Effets interactifs du rayonnement UV et du changement climatique sur la biodiversité.

Le changement climatique peut entraîner une baisse de la biodiversité en réduisant la disponibilité d'habitats appropriés pour les espèces végétales et animales. Les changements dans les aires de répartition peuvent perturber le fonctionnement de l'écosystème et entraîner de nouvelles migrations d'espèces. En fin de compte, si la dispersion ne parvient pas à suivre le rythme de l'évolution des habitats, une perte de biodiversité se produira. Des modèles de distribution des espèces sont appliqués pour déterminer comment le changement climatique affectera la future convenance de l'habitat d'espèces précieuses par le biais de changements dans les principaux facteurs abiotiques. Ces modèles tiennent compte des processus au niveau du paysage; ils ne tiennent pas compte des effets à petite échelle sur les microhabitats, y compris les facteurs topographiques, au niveau de la canopée et biotiques, qui sont également importants pour déterminer où les espèces peuvent vivre [126, 127]. Ces modèles de distribution des espèces peuvent être utilisés pour éclairer les efforts de conservation des espèces (ODD 2.5), ainsi que les plans de gestion pour améliorer la production végétale dans l'agriculture et la foresterie [128].

Plusieurs études ont montré que l'inclusion du rayonnement UV-B dans des modèles qui prédisent les gammes de distribution futures d'espèces importantes sur le plan écologique et agricole peut améliorer leur pouvoir prédictif [75, 129, 130, 131, 132, 133, 134]. Ces modèles sont basés sur des scénarios RCP (section 2.1) entraînant le changement climatique futur, et suggèrent que l'aire de répartition de certaines espèces indigènes des habitats ouverts et secs s'étendra à des altitudes plus élevées [75, 130, 131, 132, 133, 134], tandis que les aires de saules et autres les espèces des habitats plus humides vont diminuer [129].

Toutes ces études ont examiné des espèces provenant d'habitats de steppe arbustive largement arides et semi-arides en Chine et en Asie centrale et ont pris la décision inhabituelle d'inclure le rayonnement UV-B parmi leurs variables environnementales (données tirées de la climatologie mondiale; Beckmann et al. [135]). L'utilisation de modèles d'entropie maximale (MaxEnt) pour estimer la convenance de l'habitat, le rayonnement UV-B incident, les précipitations et la température étaient des déterminants importants de l'occurrence des espèces. Ces modèles sont basés sur des relations corrélatives entre le climat et l'occurrence des espèces et ne peuvent donc pas identifier les mécanismes sous-jacents à ces prévisions. Néanmoins, les résultats de ces modèles suggèrent que cette approche pourrait être utile pour évaluer les risques pour la biodiversité, ainsi que pour fournir des informations sur la répartition

potentielle des espèces et les habitats appropriés pour la conservation et la plantation de cultures dans différents scénarios de climat et de rayonnement UV-B solaire (contribuant vers l'ODD 2.3).

Après sélection des variables climatiques significatives pour ces études particulières de la distribution des espèces, le rayonnement UV-B a été retenu dans les modèles. Néanmoins, la plupart des études de modélisation ne parviennent toujours pas à tester si le rayonnement UV-B et son interaction avec d'autres facteurs de stress abiotiques sont des contraintes potentielles sur la distribution des espèces. Au fur et à mesure que des bases de données UV-B plus détaillées et accessibles seront disponibles (section 2.9), il sera possible d'inclure systématiquement le rayonnement UV-B parmi les variables climatiques qui sont utilisées pour prédire l'occurrence des espèces, les changements de gamme et les changements dans la biodiversité à de grandes échelles géographiques.

#### 4.2. Adaptation de la flore antarctique au rayonnement UV et aux événements climatiques extrêmes.

La flore indigène de l'Antarctique a développé des mécanismes de protection pour survivre dans les conditions antarctiques sévères et ces adaptations peuvent conférer une tolérance croisée aux températures froides, à la sécheresse et aux fortes irradiances solaires, y compris les rayons UV-B transitoires élevés dus à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique. Cependant, les perturbations des schémas de circulation atmosphérique dans l'hémisphère sud résultant de l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et du changement climatique provoquent également de grands changements dans le climat antarctique (section 4.3), qui peuvent dépasser les tolérances de certaines espèces. Si ces changements climatiques persistent, ils menaceraient probablement la biodiversité indigène de l'Antarctique.

Les conditions environnementales difficiles de l'Antarctique limitent l'étendue des habitats appropriés pour les organismes photosynthétiques terrestres. Parmi ceux-ci, les cryptogames (lichens, bryophytes et algues) sont les mieux adaptés pour survivre dans ces conditions et ils dominent la flore antarctique. En comparaison, les deux espèces de plantes vasculaires indigènes sont limitées à la péninsule antarctique [136]. Malgré leurs différences taxonomiques, il existe des parallèles dans les réponses adaptatives des bryophytes antarctiques et des plantes vasculaires au rayonnement UV-B. Les stratégies adaptatives pour survivre à l'exposition au rayonnement UV-B dans la mousse, *Pohlia nutans*, comprennent des enzymes antioxydantes, la synthèse des flavonoïdes et des photolyases [137,138,139], tandis que chez *Ceratodon purpureus*, divers flavonoïdes confèrent une photoprotection [140] avec des pigments de la paroi des globules rouges encore à identifier. [141]. La réponse de protection équivalente de la plante vasculaire, *Colobanthus quitensis*, au rayonnement UV est renforcée par la formation de relations mutuellement bénéfiques entre les racines des plantes et les champignons du sol (c'est-à-dire les mycorhizes). Ces associations reposent sur un écosystème stable et soutiennent le développement et la croissance florales de la plante, réduisant également le stress oxydatif et les dommages aux membranes, protégeant la photosynthèse et maintenant la photoprotection grâce aux flavonoïdes filtrant les UV [142,143,144]. Dans l'herbe antarctique indigène, *Deschampsia antarctica*, une enzyme clé dans la synthèse des flavonoïdes (chalcone synthase) correspond à celle présente dans les graminées tempérées, y compris les céréales, le riz et l'orge [145], indiquant un rôle régulateur commun dans la photoprotection UV à travers ces derniers. espèce. Une compréhension de la façon dont ces organismes tolèrent le rayonnement UV-B et les conditions difficiles de l'Antarctique améliorera notre capacité à évaluer la vulnérabilité de la biodiversité polaire aux changements en cours de l'ozone stratosphérique et du climat.

#### 4.3. Impacts de l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique sur le climat antarctique affectant les écosystèmes terrestres.

Les impacts du changement climatique dans l'hémisphère sud liés à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique ont été discutés dans des articles précédents [146, 36] détaillant les effets sur les écosystèmes aquatiques [147] et terrestres [148, 149]. L'appauvrissement de la couche d'ozone a partiellement masqué l'impact du changement climatique en Antarctique, principalement pendant l'été, en favorisant des conditions plus fraîches qu'elles ne se seraient autrement produites. Comme on s'attend à ce que les effets du changement climatique sur les environnements antarctiques dépassent de plus en plus ceux de l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique plus tard dans le siècle, cet effet de masquage diminuera (section 2.4).

À la fin de 2019 et au début de 2020, une série d'extrêmes climatiques sans précédent s'est produite dans l'hémisphère sud, qui comprenait un fort réchauffement stratosphérique de l'Antarctique [40, 41], un trou dans la couche d'ozone inhabituellement petit [150, 151], de graves feux de brousse en Australie [45], et les conditions de canicule en Antarctique [43]. Ces conditions étaient associées à un fort état négatif du mode annulaire sud (SAM), qui a été lié à une convection tropicale anormale [41]. Les projections du modèle indiquent que la persistance et la variabilité de la SAM sont renforcées par l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, conduisant à un couplage plus durable entre la stratosphère et la troposphère [152]. Cette découverte impliquerait que si le trou d'ozone antarctique de 2019 était relativement petit, les extrêmes climatiques qui ont suivi pendant l'été 2019/20 étaient encore potentiellement exacerbés par l'appauvrissement de la couche d'ozone, bien que cela reste à confirmer.

La vague de chaleur estivale en Antarctique 2019/20 a duré 4 mois et a entraîné une fonte accélérée des neiges (Fig. 6), des inondations localisées et le verdissement de lits de mousse auparavant soumis à un stress de sécheresse [43]. Bien qu'il soit trop tôt pour connaître toute l'étendue des changements biologiques résultant de l'été antarctique de vagues de chaleur, nous nous attendons à ce que les inondations altèrent les communautés d'invertébrés et de cyanobactéries du sol au cours de la prochaine décennie, comme cela a été signalé après l'inondation des vallées sèches en 2001-2002 [155]. La fonte accélérée des neiges peut également entraîner l'épuisement des réserves d'eau à la fin de la saison, entraînant des déficits hydriques de l'écosystème à la fin de l'été [136]. Les organismes antarctiques sont capables de survivre dans l'air normalement froid grâce à l'absorption du rayonnement solaire et au chauffage passif pour créer des microhabitats où les plantes sont souvent de 10 à 20 °C plus chaudes que la température ambiante [153]. Nous nous attendons donc à ce que des températures comme les 20,75 °C signalées à la base de Marambio sur l'île Seymour l'été dernier conduisent à un stress thermique chez les organismes antarctiques [43]. En général, nous prévoyons que ces conditions extrêmes récentes constituent des menaces importantes pour la survie de certaines plantes et animaux marins terrestres et côtiers de l'Antarctique ainsi que d'autres hautes latitudes méridionales, car leur capacité d'adaptation peut être réduite dans des conditions en évolution rapide dans ces environnements déjà difficiles. Cependant, les rapports scientifiques sur les effets écosystémiques de ces vagues de chaleur, inondations et / ou sécheresses sur les espèces antarctiques indigènes mettront probablement plusieurs années à apparaître.

#### 4.4. Réponse des plantes cultivées à l'évolution du rayonnement UV et des conditions climatiques.

Les changements climatiques et l'ozone stratosphérique modifient l'exposition des plantes aux rayons UV-B, ce qui se produit de concert avec la hausse des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone, les températures extrêmes de l'air et des régimes de précipitations plus variables [156]. En raison de ces changements environnementaux, certaines plantes cultivées dans les régions montagneuses tropicales et tempérées sont susceptibles d'être exposées à un rayonnement UV-B croissant car leur habitat le plus approprié est déplacé vers des altitudes plus élevées [149].

De multiples facteurs environnementaux interagissent pour affecter la croissance des plantes et la qualité des cultures agricoles, mais les effets sont variables selon les espèces et les conditions de croissance. En particulier, le rayonnement UV ambiant combiné à d'autres facteurs de stress environnementaux, tels que les changements de température, peut stimuler la production de flavonoïdes. Ces composés ont de multiples fonctions dans les plantes, notamment en tant que pigments filtrant les rayons UV, antioxydants et molécules de signalisation, et les changements dans les flavonoïdes végétaux peuvent se répercuter sur un certain nombre de processus écosystémiques [157, 158]. Les flavonoïdes sont présents dans les espèces végétales agricoles et sauvages et leur concentration dans les feuilles et les fruits varie en fonction des conditions météorologiques saisonnières et de l'herbivorie [159, 160, 161].

Les études sur les organismes vivant à de très hautes altitudes sont pertinentes pour comprendre comment les espèces s'acclimatent et s'adaptent à de fortes irradiances UV dans des conditions environnementales extrêmes. Par exemple, la Maca (*Lepidium meyenii*) est une culture des hautes Andes au Pérou qui peut rapidement se remettre du stress induit par un rayonnement UV solaire aigu [162, 163]. De même, les suifs chinois (*Triadica sebifera*), qui poussent dans le sud de la Chine, accumulent plus de flavonoïdes absorbant les UV dans leurs feuilles avec une élévation croissante (100 à 1000 m au-dessus du niveau de la mer) [161]. Les populations de plantes et d'animaux peuvent également s'adapter génétiquement pour tolérer des rayonnements UV élevés. Ces adaptations se manifestent par des augmentations du pigment mélanique de la peau des oiseaux avec des latitudes décroissantes [164] et des changements latitudinaux des flavonoïdes des plantes cultivées comme le fève (*Vicia faba*). Dans ce dernier exemple, une expérience de terrain utilisant des filtres UV a montré que le profil des flavonoïdes d'un cultivar originaire de hautes altitudes en Equateur et en Colombie différait de celui d'un cultivar de Suède à basse altitude [165]. Chez ces cultivars, les flavonoïdes ont augmenté en réponse au rayonnement UV qu'ils ont reçu pendant la croissance et il existe des preuves que ces effets ont persisté dans la génération suivante [166]. Ces études impliquent que, dans les environnements où les rayonnements UV-B élevés sont courants (par exemple, les basses latitudes et les hautes altitudes), il peut être possible pour les agriculteurs de sélectionner des espèces de cultures et des cultivars qui sont bien adaptés à ces quantités d'UV locales tout comme les producteurs le font pour d'autres climats facteurs. Ces activités contribueraient à atteindre la cible 2.3 des ODD visant à améliorer la productivité et les revenus des petits producteurs.

#### 4.5. Stratégies écologiques des plantes pour s'adapter aux conditions changeantes du rayonnement UV.

Les changements dans la végétation, la couverture nuageuse, les aérosols et la couverture neigeuse, résultant du changement climatique, des mesures de contrôle de la pollution de l'air, des incendies de forêt et des pratiques changeantes d'utilisation des terres, peuvent rapidement augmenter ou réduire le rayonnement UV-B à la surface de la Terre (Sects 1.7-2.8) [2, 149, 167]. Ces changements dans le rayonnement UV-B sont souvent accompagnés de changements dans d'autres longueurs d'onde de la lumière du soleil (c.-à-d. La qualité spectrale) qui interagissent ensuite avec le rayonnement UV-B pour modifier la fonction des plantes ainsi que la composition et la diversité des communautés écologiques.

Des progrès continuent d'être réalisés dans l'identification des mécanismes moléculaires qui sous-tendent les réponses des plantes au rayonnement UV-B, et comment ces réponses se différencient et interagissent avec les réponses aux régions spectrales adjacentes du rayonnement, telles que le rayonnement UV-A et la lumière bleue. Le but final de cette recherche est d'établir les liens entre la perception par le photorécepteur et la réponse fonctionnelle des plantes dans un contexte écologique [168, 169]. Des études récentes rapportent comment les réponses aux niveaux génomique,

transcriptomique et métabolomique sont exprimées dans les phénotypes végétaux. Cette recherche confirme que différents photorécepteurs déclenchent des réponses régies par un rayonnement UV inférieur à 350 nm et des réponses médiées par un rayonnement UV supérieur à 350 nm et la lumière bleue. Cependant, ces deux ensembles de réponses interagissent les uns avec les autres pour coordonner l'acclimatation aux conditions de forte luminosité et d'ombre [170 - 173]. Ces découvertes impliquent que la perception et la réponse au rayonnement UV-B protègent non seulement contre les effets délétères d'un rayonnement solaire très élevé, mais que bon nombre de ces réponses photoprotectrices peuvent également être induites par le rayonnement UV-A et la lumière bleue.

Le rayonnement UV-B reçu dans le couvert végétal dépend de la structure de la végétation et suit des cycles quotidiens, saisonniers et annuels prévisibles dictés par l'angle du soleil, la phénologie du couvert végétal et les propriétés optiques des feuilles de la couronne [160, 174]. Des analyses récentes utilisant les traits fonctionnels des plantes, montrent que les espèces intolérantes à l'ombre (c'est-à-dire celles qui sont adaptées pour pousser dans des environnements entièrement éclairés par le soleil) s'acclimatent plus efficacement aux changements dans la composition spectrale du rayonnement solaire impliquant des changements dans le rayonnement UV-B que les espèces tolérantes à l'ombre (c'est-à-dire ceux adaptés pour grandir dans des environnements ombragés) [175]. Par exemple, les espèces intolérantes à l'ombre ajustent efficacement leurs flavonoïdes épidermiques foliaires, qui sont importants pour la protection UV, en réponse aux changements saisonniers de l'exposition au rayonnement solaire dans les peuplements forestiers à feuilles caduques et sempervirentes [174]. Ces composés se sont avérés améliorer la photosynthèse au niveau de la canopée (mesurée en tant qu'efficacité d'utilisation de la lumière) des plantes pendant les périodes transitoires de forte irradiance, les taches de soleil et les interstices de la canopée, en améliorant la photo-inhibition et les dommages à l'ADN [176, 177, 178, 179]. En comparaison, les espèces tolérantes à l'ombre s'adaptent mieux à d'autres régions du spectre solaire (rayonnement UV-A, lumière bleue et verte) mais pas au rayonnement UV-B, dans des traits liés à la fois à l'efficacité photosynthétique (par exemple, fluorescence de la chlorophylle) et la tolérance au stress (par exemple, les composés phénoliques totaux, principalement les flavonoïdes et les anthocyanes) [175] (Fig. 7).

Ces résultats suggèrent que des changements soudains dans la composition spectrale du rayonnement solaire peuvent compromettre l'adaptation de la plante à un changement dans son environnement immédiat (c'est-à-dire sa plasticité phénotypique). De tels changements du rayonnement solaire et de sa composante UV sont souvent brusques et peuvent, avec le temps, modifier la composition de la communauté végétale, car les stratégies fonctionnelles d'utilisation de la lumière (c'est-à-dire la tolérance à l'ombre et l'intolérance à l'ombre) varient selon les espèces [180, 181]. Les changements dans la composition des communautés peuvent à leur tour réduire la biodiversité. Les altérations dramatiques des environnements lumineux du sous-étage forestier (en particulier les rayons UV-B) qui résultent des changements d'utilisation des terres et du climat pourraient ainsi conduire au déclin d'une grande diversité d'espèces adaptées à l'ombre, qui sont essentielles pour la santé des forêts et les services qu'elles fournissent. (Cible ODD 15.1).

#### 4.6. Pollen, rayonnement UV et paléoécologie.

Le pollen est essentiel pour la reproduction des plantes à fleurs et possède des attributs qui en font un outil potentiellement utile pour reconstruire les climats ultérieurs du rayonnement UV solaire et interpréter les événements d'extinction dans les archives fossiles. L'accumulation de composés phénoliques protège le pollen des effets délétères du rayonnement solaire UV et ces composés, qui se déposent dans la sporopollénine (la structure externe du pollen qui est préservée dans les archives fossiles), sont stables sur de longues périodes [182]. Ainsi, les changements de concentration de ces composés absorbant les UV dans le pollen fossilisé d'espèces végétales spécifiques peuvent servir de proxy pour les changements globaux des irradiances UV-B de surface sur des échelles de temps géologiques [183]. La stabilisation attendue des irradiances UV-B mondiales suite à la récupération de

l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique contemporain réduit le risque que l'exposition aux rayons UV-B dépasse la capacité des plantes à protéger l'ADN du pollen à l'avenir [149]. En comparaison, certaines études ont lié des anomalies dans le pollen fossilisé à des événements d'extinction de masse dans les archives géologiques, bien que des preuves supplémentaires soient nécessaires pour confirmer que les changements observés dans la structure et la chimie du pollen fossile sont spécifiques aux effets des rayonnements UV-B et non le résultat de d'autres changements dans l'environnement.

Des anomalies sont évidentes dans la structure des grains de pollen provenant de sédiments couvrant l'extinction de masse de la fin du Permien (par exemple, Hochuli et al. [184]. Plusieurs études rapportent également des anomalies polliniques provenant de sédiments couvrant d'autres périodes de l'histoire de la Terre, y compris le Trias supérieur [185], la transition Trias-Jurassique [186], et l'extinction de masse de la fin du Dévonien [187]. De telles anomalies dans la morphologie du pollen peuvent être provoquées quand une explosion d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) dans le grain de pollen produit des dimères d'ADN et introduit mutations qui réduisent la viabilité du pollen, ou par des dommages directs au pollen au cours de son développement [188]. Une fréquence accrue de malformations a été trouvée dans le pollen de *Pinus mugo* sous des traitements à haute irradiance UV-B [189]. Ainsi, il est concevable que les déformations observées dans les pollens fossiles pourraient être le résultat d'une augmentation de l'irradiance UV-B due à un appauvrissement sévère de l'ozone stratosphérique dans le passé géologique. Les anomalies au rayonnement UV-B, car des dommages similaires peuvent également être causés par des toxicités métalliques, des limitations en nutriments, un stress thermique, un stress dû à la sécheresse et des agents pathogènes, ainsi que la polyploïdie et l'hybridation [190, 191]. De même, les échelles de temps et les plages géographiques de déformation du pollen dans les archives fossiles devraient correspondre aux échelles attendues de l'appauvrissement de l'ozone et des changements climatiques associés [192].

Néanmoins, en combinant les informations sur les anomalies avec les études biochimiques du pollen, il est possible que des inférences plus solides puissent être faites sur le moment et les conséquences des changements mondiaux majeurs de l'irradiance UV-B associés aux perturbations du climat de la Terre à des échelles de temps géologiques. Ces connaissances fourniraient une perspective précieuse sur les conséquences écologiques des changements climatiques modernes et les effets potentiels sur le biote de la Terre résultant de fortes augmentations du rayonnement solaire UV-B qui se seraient produites en l'absence du Protocole de Montréal [64].

#### 4.7. Progrès technologiques, rayonnement UV et durabilité agricole.

Le développement innovant de technologies de recherche sur les rayonnements UV-B, couplé à l'application des connaissances sur la réponse des plantes aux rayonnements UV-B issues de la recherche sur les effets environnementaux de l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, contribue à une agriculture plus efficace et durable allant de la pré- à la traitements post-récolte et des cultures du champ aux cultures en serre. L'augmentation de ce type de recherche et développement innovante a été l'un des avantages indirects importants du Protocole de Montréal et contribue à atteindre la cible 2.4 des ODD visant à assurer une production alimentaire durable. Grâce à ces activités, nous avons une meilleure compréhension des quantités appropriées de rayonnement UV-B nécessaires pour favoriser les réponses réglementaires dans les cultures sans provoquer de dommages. Ces connaissances sont appliquées pour produire des cultures vivrières d'une manière économiquement viable et écologiquement durable (ODD 17.14). Pour des raisons pratiques, l'application précise du rayonnement UV-B est plus facile dans les installations à environnement contrôlé [193,194,195,196], bien qu'un rayonnement UV-B supplémentaire ait également été appliqué dans des conditions de terrain (par exemple, en utilisant des lampes UV montées sur un tracteur dans les vignobles [197]) et où le rayonnement UV-B est manipulé pour lutter contre les ravageurs grâce à l'utilisation de nouveaux matériaux de revêtement transmettant les UV [198].

Le rôle du rayonnement UV a été étudié dans la production d'environ 50 espèces de cultures vivrières différentes, y compris les céréales, les légumineuses, les légumes, les fruits, les pseudo-céréales, les herbes et les épices, ainsi que le gazon, les plantes ornementales et de nombreuses plantes médicinales [199]. Dans la plupart des études où le rayonnement UV-B a été manipulé, il a été appliqué avant la récolte (c.-à-d. Avant la récolte) ou après la récolte (c.-à-d. Après la récolte). Les espèces étudiées dans ce contexte comprennent la betterave [200], le brocoli [201], le ginseng [202], la figue de Barbarie [203], la myrtille [204] et même les champignons [205]. Dans certaines variétés de pêches, ces traitements ont aidé à maintenir le poids, la fermeté et la teneur en vitamine C du fruit, ce qui augmente sa qualité, sa valeur et sa durée de conservation [206-208].

L'utilisation du rayonnement UV-B dans la production végétale peut également affecter à la fois la physiologie et le comportement des insectes ravageurs. Par exemple, une exposition nocturne quotidienne à 3 h de rayonnement UV-B a diminué l'éclosion des œufs de la principale espèce de ravageur agricole, *Tetranychus urticae*, le tétranyque à deux points [209]. Un prédateur naturel de cette espèce nuisible, l'acarien *Neoseiulus californicus*, était relativement peu affecté par les rayons UV-B, créant la possibilité d'intégrer les traitements UV-B dans les cultures durables. Le rayonnement UV-B émerge également comme un signal environnemental qui peut réguler à la hausse les défenses des plantes contre les arthropodes herbivores. Par exemple, de courtes expositions quotidiennes aux rayons UV ont augmenté la résistance du chrysanthème (*Chrysanthemum × morifolium*) aux insectes ravageurs, les thrips (*Frankliniella occidentalis*) [210].

La technologie des rayonnements UV-B s'améliore continuellement, en particulier avec le développement de diodes électroluminescentes à bande d'ondes étroites (LED) moins chères et plus écoénergétiques [211, 212]. Cependant, des restrictions légales limitent l'utilisation de sources de rayonnement UV-B dans la production contrôlée des usines dans certains pays [213]. En plus des LED, l'obtention des quantités appropriées de rayonnement UV-B nécessite souvent l'utilisation de filtres optiques [214] et de modèles de simulation pour estimer les doses d'UV-B intégrées dans le temps appropriées [215]. Cependant, pour que ces technologies soient largement adoptées et approuvées, des précautions appropriées doivent être prises pour protéger la santé humaine contre les effets néfastes des rayons UV-B [216].

## **5. Écosystèmes aquatiques.**

L'exposition des écosystèmes aquatiques au rayonnement solaire UV-B dépend de l'ampleur et du taux de récupération de l'ozone stratosphérique et de nombreux autres facteurs qui changent progressivement. Les facteurs les plus importants déterminant la transmission du rayonnement UV dans les écosystèmes aquatiques sont les quantités de particules et de matières dissoutes dans la colonne d'eau. Les eaux intérieures et côtières sont généralement moins transparentes au rayonnement UV que les océans et les grands lacs, principalement en raison du ruissellement terrestre transportant des matières végétales en décomposition [217]. On prévoit que le changement climatique affectera la pénétration du rayonnement UV en modifiant la quantité de ruissellement, et donc la clarté de l'eau (transparence), ainsi que la profondeur de mélange et la durée des conditions sans glace. Les variations saisonnières de l'exposition aux rayons UV sont modulées par le moment du ruissellement et le photo-blanchiment de la matière organique dissoute (DOM). Les micro-organismes aquatiques, les macro-algues, les plantes et les animaux (flottants, nageurs et attachés) réagissent à ces changements d'irradiance UV, la réponse dépendant également d'autres effets du changement climatique, notamment le réchauffement et l'acidification des océans (ODD 14.3). Les substances rejetées dans l'environnement par les humains, comme les polluants pétroliers, sont également modifiées par le rayonnement UV, qui à son tour peut affecter les organismes aquatiques.

5.1. Le rôle de la matière organique dissoute dans le contrôle de l'exposition sous-marine au rayonnement UV-B dans les lacs a été confirmé dans de vastes régions géographiques, y compris la Chine.

L'exposition sous-marine au rayonnement UV-B est fonction de la quantité de rayonnement UV-B incident à la surface, ainsi que de l'absorption et de la diffusion par l'eau et les substances présentes dans l'eau. À mesure que la couche d'ozone stratosphérique continue de se reconstituer, les changements dans la qualité et la quantité de matière organique dissoute (tDOM) absorbant les UV d'origine terrestre contrôlent de plus en plus l'exposition au rayonnement UV-B dans les eaux intérieures et côtières [218, 219]. Des études antérieures se sont concentrées sur les régions subtropicales, tempérées et arctiques de l'Amérique du Nord. Désormais, les tendances du rayonnement ultraviolet incident et sous-marin dans les lacs ont également été comparées pour la Chine. Pour trois lacs entre 1988 et 2014, la pénétration du rayonnement UV-B à 1 m de profondeur par rapport à l'incident a diminué de 12 à 45% [220]. Le rayonnement UV-B incident a également diminué pendant cette période, de sorte que le rayonnement UV-B global à 1 m de profondeur a diminué de 14 à 46%. Cette diminution de la transparence de l'eau, principalement due à des concentrations plus élevées de tDOM, expliquait apparemment la majeure partie de la baisse du rayonnement UV-B, la diminution du rayonnement incident, principalement due à l'augmentation de la pollution par aérosols, jouant un rôle mineur [220]. Cette étude confirme le rôle clé de la tDOM dans le contrôle de l'exposition sous-marine au rayonnement UV-B par rapport aux facteurs contrôlant le rayonnement incident, y compris les aérosols et l'ozone.

5.2. Le moment saisonnier du rayonnement UV-B incident par rapport aux changements saisonniers de l'hydrologie, du photoblanchiment et de la température de l'eau, régule le rayonnement UV-B sous-marin et la réponse des organismes aquatiques.

Les cycles saisonniers du rayonnement solaire UV-B incident, de l'hydrologie et du photoblanchiment (réduction de la capacité d'absorption des UV) de la tDOM modifient l'exposition sous-marine au rayonnement UV-B. Les changements dans le moment saisonnier des températures maximales et minimales de l'eau par rapport au moment de l'exposition de pointe au rayonnement UV-B peuvent avoir des conséquences néfastes pour certains organismes aquatiques. Par exemple, à mesure que le printemps passe à l'été et que les températures se réchauffent et augmentent l'évapotranspiration, le transport des composés absorbant les UV dans la tDOM vers les eaux intérieures et côtières diminue [221]. La biodégradation et la photodégradation du tDOM modifient en outre la composition chimique, diminuant la capacité de protection contre les UV du tDOM [222]. Dans les eaux peu profondes des récifs coralliens, des températures élevées associées à un rayonnement UV-B élevé menacent la santé des coraux [223]. La saisonnalité de la photodégradation des DOM, qui augmente la transparence de l'eau aux rayons UV-B, peut décaler le moment de l'exposition maximale au rayonnement UV-B d'un mois ou plus après le solstice d'été. Alors que les températures de surface continuent d'augmenter pendant cette période, les périodes les plus stressantes de températures élevées et de rayonnement UV-B élevé coïncident [223]. En revanche, dans les lacs de latitude plus élevée ou de haute altitude, les températures de l'eau se réchauffent plus lentement que les augmentations quotidiennes du rayonnement solaire incident, ce qui entraîne un décalage saisonnier qui crée des périodes saisonnières où l'exposition aux rayons UV-B dommageables est élevée, mais les températures de l'eau restent basses. [224]. Ces températures plus basses sont susceptibles de réduire le potentiel des organismes à réparer efficacement les dommages à l'ADN induits par les UV-B en raison de la dépendance à la température des enzymes qui entraînent la réparation photoenzymatique [225, 226]. Ainsi, la saisonnalité du cycle hydrologique et la biodégradation et la photodégradation de la tDOM jouent un rôle majeur dans la régulation de l'exposition sous-marine au rayonnement UV-B dans les écosystèmes aquatiques, tandis que la saisonnalité de la température par rapport au moment du pic de rayonnement UV-B solaire incident peut déterminer dans quelle mesure les organismes aquatiques

peuvent répondre efficacement aux rayons UV-B. Tous ces facteurs sont affectés par le changement climatique en cours.

5.3. Le changement climatique provoque des augmentations ou des diminutions régionales de la profondeur de la circulation verticale de l'eau dans la couche de surface, ce qui détermine l'exposition moyenne au rayonnement UV-B pour l'eau, les particules et les organismes planctoniques.

Les eaux de surface de l'océan et des lacs se déplacent continuellement, à la fois horizontalement et verticalement, mélangeant des substances et des organismes planctoniques. La couche mixte supérieure (UML) représente l'un des habitats les plus biologiquement actifs des écosystèmes aquatiques. Lors de la circulation verticale, les substances et organismes de l'UML sont exposés à des variations de rayonnement UV-B, plus élevées à la surface, diminuant avec la profondeur. Le niveau d'exposition moyen dépend de la profondeur de la circulation, la profondeur de la couche mixte (MLD), qui est une variable importante à prendre en compte lors de l'évaluation des effets du rayonnement UV-B dans les systèmes pélagiques. Cette profondeur diffère en fonction de facteurs physiques, notamment les gradients de température et de salinité, la clarté de l'eau et la vitesse du vent. Les effets du changement climatique sur ces facteurs varient selon les différentes parties de l'océan [227]. Contrairement aux projections précédentes selon lesquelles le changement climatique devrait conduire à des MLD uniformément moins profondes dans l'océan (par exemple, [228]), des données plus récentes montrent que les tendances ne sont pas toujours vers des profondeurs moins profondes et que les MLD s'approfondissent, à certains endroits [229].

À l'intérieur des terres, il y a le phénomène du « calme atmosphérique », où la force des vents de surface a diminué sur de nombreuses zones continentales de 1980 à 2010 [230], après quoi la vitesse du vent a augmenté [231]. Stetler et coll. [232] suggèrent que la baisse de la force du vent a conduit à une MLD estivale moins profonde dans le lac Crater Lake, Oregon, États-Unis. Les causes et l'avenir de l'immobilisation atmosphérique ne sont pas clairs, tout comme le fait de savoir si l'inversion de l'immobilisation atmosphérique se poursuivra à l'avenir [231, 233]. Le stilling augmente l'exposition moyenne aux rayons UV-B dans l'UML.

S'il est clair que le changement climatique affecte les DLM et, par conséquent, l'exposition au rayonnement UV-B dans les écosystèmes aquatiques, les impacts diffèrent selon les sites, et c'est l'équilibre entre plusieurs facteurs qui détermine si l'exposition augmente ou diminue dans un système particulier.

5.4. Les effets du changement climatique sur la couverture de glace augmentent l'exposition sous-marine aux rayons UV-B.

La couverture de glace protège l'eau des rayons UV-B et les zones couvertes de glace diminuent dans les lacs [234] et les océans polaires [235] en raison du changement climatique. La date de la débâcle dans 152 lacs de l'hémisphère Nord entre 1951 et 2014 montre une tendance à une débâcle de 1,2 jour plus tôt par décennie (de 5,0 jours plus tôt à 0,3 jour plus tard) [236]. En utilisant des scénarios futurs de changement climatique (RCP 2.6 et RCP 6.0), la durée prévue de la couverture de glace sur les lacs historiquement couverts de glace est de 15 (RCP 2.6) ou 29 (RCP 6.0) jours plus courte pour la période 2080–2100 que pour 1985–2005 [234]. De même, un modèle de classification de la couverture de glace a été utilisé pour projeter la future couverture de glace de près de 1,5 million de lacs dans la base de données mondiale HydroLakes [237]. La proportion de lacs recouverts de glace passant d'une couverture de glace chaque hiver à seulement quelques hivers serait de 2,8% à une augmentation de température de 2 ° C et de 7,2% à une augmentation de température de 4,5 ° C. L'exposition aux rayons UV-B augmentera dans les lacs historiquement couverts de glace touchés par une telle perte future de couverture de glace.

5.5. Les caractéristiques de surface telles que les étangs d'eau de fonte et la couverture de neige sont des déterminants majeurs de la quantité de rayonnement UV-B transmise à travers la couverture de glace.

La quantité de lumière transmise à travers la couverture de glace varie considérablement en fonction de la couverture de neige et de la présence d'étangs d'eau de fonte sur la glace [238]. Des études sur la transmittance à travers la glace dans l'océan Arctique ont montré que la transparence moyenne mensuelle dans la bande 400–550 nm variait entre 1 et 17% [239]. Les étangs de fonte de surface et les couches de diffusion (principalement la neige) étaient les principaux déterminants de la transmittance. L'épaisseur de la glace était moins importante, expliquant seulement 16% de la variation de la transmittance. Sur la base de ces résultats, on s'attend à ce que la présence de l'étang affecte également fortement la transmittance du rayonnement UV. Confirmant cela, la transmittance pour toutes les longueurs d'onde (rayonnement UV et PAR) a été fortement augmentée par la présence d'étangs sur la glace dans la baie de Baffin [240, 241]. Lorsque les étangs se sont développés, la transmittance du rayonnement PAR et UV-A a été multipliée par dix (325, 340 et 379 nm). Deux fois plus de rayonnement UV-B (305 nm) a été transmis dans la glace accumulée que dans la glace blanche, atteignant des valeurs comprises entre 11 et 14%, à 2 m de profondeur. Pour les courtes longueurs d'onde UV-A (par exemple, 325 nm), la transmission était beaucoup plus élevée, atteignant 22 à 35% en présence d'étangs. On peut supposer que pour les plus longues longueurs d'onde de rayonnement UV-B (par exemple, 315 nm), la transmission se situerait quelque part entre ces valeurs. Cet effet sur la transmission doit être pris en compte dans la projection de la tendance future de l'exposition aux rayonnements UV-B sous la glace de mer, car l'augmentation de la formation des étangs est corrélée à la fonte plus rapide de la glace de mer saisonnière de plus en plus observée pour l'Arctique [242].

5.6. Les espèces nocives de prolifération d'algues résistent au rayonnement UV et deviennent plus toxiques lorsque le rayonnement UV est présent pendant la croissance.

La pollution par les nutriments et les efflorescences algales nuisibles (HAB) menacent les environnements marins et d'eau douce à l'échelle mondiale [243]. Le dinoflagellé marin, *Karenia mikimotoi*, provoque des HAB dans les eaux côtières du monde entier et accumule une toxine qui tue les poissons en endommageant les globules rouges (toxicité hémolytique). Le taux de croissance de cette espèce en culture n'a pas été affecté par le rayonnement solaire UV-B + UV-A ou l'acidification des océans (ou les deux en combinaison) [244], mais les deux conditions ont augmenté la toxicité hémolytique. Dans les eaux douces, la bactérie photosynthétique (cyanobactérie), *Microcystis aeruginosa*, forme des HAB dans les eaux de surface où elle est exposée à un rayonnement UV élevé. Ces proliférations de surface empêchent la lumière et l'oxygène de pénétrer dans les eaux plus profondes et certaines souches produisent une autre toxine puissante, la microcystine. Ren et coll. [245] ont mesuré la croissance et le potentiel photosynthétique ( $F_v / F_m$ ) d'une souche toxique de *M. aeruginosa* exposée à une combinaison de lampes UV-B et UV-A à bande étroite. L'exposition pondérée correspondait à l'irradiance de surface en été à midi. Lorsqu'il est fourni avec suffisamment de phosphore (P) comme cela se produirait dans un lac eutrophique, la photosynthèse et la croissance de *M. aeruginosa* étaient peu affectées par le rayonnement UV par rapport à une inhibition modérée ou sévère dans des conditions de P faible ou appauvri, respectivement. Ceci est cohérent avec le schéma général montré dans les études antérieures de résistance plus élevée aux rayons UV (y compris UV-B) lorsque les algues sont suffisamment nutritives [246]. Lorsqu'il était exposé à un rayonnement UV-B + UV-A + PAR élevé d'un simulateur solaire, le potentiel photosynthétique était plus inhibé dans les souches toxiques vs non toxiques de *M. aeruginosa* [247]. Cependant, la souche toxique s'est rétablie plus rapidement après une exposition aux rayons UV. Ainsi, l'effet net sur une échelle de temps quotidienne était moindre sur la souche toxique, ce qui a été confirmé par son taux de croissance plus élevé que la souche non toxique sur une période de 7 jours avec une exposition quotidienne aux rayons UV. De plus, l'exposition aux rayons UV a amélioré l'accumulation de microcystine dans la souche

toxique [247]. Ainsi, l'exposition aux rayons UV augmente la toxicité dans les HAB d'eau douce et marine. Ces résultats pourraient aider à informer lorsque la toxicité est plus susceptible de se produire lors d'une flambée de HAB (ODD 3.9, 6.1, 6.6).

#### 5.7. Le rayonnement UV-B affecte négativement le zooplancton mais les mécanismes de protection atténuent ces impacts.

Le zooplancton est un maillon clé des réseaux trophiques aquatiques ; ils se nourrissent de producteurs primaires et sont eux-mêmes des proies essentielles pour les poissons. Par conséquent, une réduction de l'abondance du zooplancton due au rayonnement UV peut entraîner une réduction de la production de poissons et le développement de proliférations de phytoplancton. Les preuves continuent de s'accumuler qu'une exposition solaire excessive et en laboratoire aux rayons UV-B entraîne des dommages à l'ADN et, en fin de compte, la mortalité du zooplancton. Cette preuve s'étend maintenant aux taxons moins étudiés tels que les ciliés (organismes unicellulaires avec des structures ressemblant à des poils, cils, pour le mouvement), les larves de crabe et les systèmes sous-représentés tels que les systèmes marins et tropicaux (Fig. 8) [248 - 254]. Outre la mortalité, le rayonnement UV affecte également le zooplancton à un niveau sub-létal, ce qui entraîne une réduction de la condition physique. Des études récentes ont démontré des taux d'alimentation réduits chez les petits crustacés tels que les copépodes, une croissance réduite chez les daphnies et des changements morphologiques dans les structures utilisées pour nager et se nourrir chez les ciliés lorsqu'ils sont exposés aux rayonnements PAR, UV-A et UV-B par rapport aux traitements PAR uniquement [251, 253, 255, 256].

Le zooplancton utilise des défenses contre les rayons UV telles que l'accumulation de composés photo-protecteurs par l'alimentation, les défenses enzymatiques, les systèmes de réparation cellulaire et les changements de comportement pour atténuer les dommages induits par les UV [258 - 261]. Cependant, les changements de l'ozone stratosphérique et le changement climatique affectent l'exposition aux rayonnements, remettant en cause les limites de ces défenses naturelles [147]. Des exemples récents montrent que la pigmentation rend les larves de crabe plus résistantes aux rayons solaires UV-A et UV-B. Cependant, cette défense se fait au prix d'un risque de prédation accru, puisque la stratégie pour éviter la prédation comprend à la fois une faible pigmentation et l'induction d'une colonne vertébrale défensive [249, 250, 262]. En outre, les pigments de mélanine réduisent les dommages à l'ADN (dimères de cyclobutane pyrimidine) dans les daphnies pigmentées et augmentent la survie par rapport aux daphnies plus transparentes lorsqu'elles sont exposées à des traitements combinés aux rayons UV-A et UV-B [254]. La fonction photo-protectrice différentielle de la mélanine est même présente dans les clones qui ont périodiquement une plus faible tolérance au rayonnement UV lorsque la carapace de mélanine (enveloppe externe) est échangée pendant la mue [254]. Pour résumer, le zooplancton peut s'adapter à certains changements du rayonnement UV, mais une exposition à un excès de rayonnement UV-B, comme cela se serait probablement produit sans le Protocole de Montréal, entraîne des dommages à l'ADN, une condition physique réduite, des changements de comportement et, en fin de compte, la mortalité.

#### 5.8. L'exposition aux rayons UV-B a de multiples effets négatifs sur tous les stades du cycle biologique des poissons, y compris les espèces commercialement importantes essentielles pour la sécurité alimentaire dans de nombreuses régions du monde.

Il existe une grande variété d'effets négatifs du rayonnement UV-B sur les embryons de poissons, les larves, les juvéniles et les adultes (Fig. 9). Les effets négatifs vont des anomalies du développement, à une diminution de la croissance et de l'état corporel, aux lésions de la peau, des yeux, ainsi que dans de nombreux autres organes, et même à la mort [263]. Souvent, les stades les plus transparents et les plus jeunes du cycle biologique sont vulnérables aux dommages induits par les UV, en particulier parce qu'ils habitent généralement des eaux de surface peu profondes et plus chaudes pour augmenter les taux de développement. La peau et les branchies sont les sites les plus exposés et les plus probables

de dommages causés par les rayons UV-B, bien que l'immunosuppression, la déficience visuelle et d'autres dommages soient couramment signalés à la fois chez les populations naturelles et chez les poissons élevés en écloserie [263]. Les réductions correspondantes de la survie, de la croissance et de la reproduction des poissons ont des implications non encore quantifiées sur le rendement des pêcheries commerciales et récréatives qui fournissent des approvisionnements essentiels en nourriture à une grande partie de la population mondiale (ODD 2.4).

5.9. Le réchauffement et l'enrichissement en nutriments sont antagonistes aux effets négatifs du rayonnement UV-B sur les écosystèmes aquatiques, tandis que l'acidification des océans peut être antagoniste, neutre ou synergique.

La plupart des études sur la productivité des écosystèmes marins se sont concentrées sur des paramètres environnementaux uniques. En revanche, des recherches récentes ont indiqué que les interactions entre les principaux facteurs de stress modifient la réponse aux facteurs de stress individuels (revue par [264]). L'augmentation des températures due au changement climatique, l'acidification par des concentrations accrues de CO<sub>2</sub>, la variation de la profondeur de la couche supérieure mixte (MLD) (section 5.3) et les changements dans la disponibilité des nutriments modifient les effets de l'exposition aux rayons UV-B solaires chez les producteurs primaires. Une méta-analyse basée sur 1139 évaluations du biote terrestre, d'eau douce et marine a montré que, en général, les deux facteurs de stress (rayonnement UV-B et température) agissaient de manière antagoniste avec une température élevée (inférieure à la létalité) améliorant la résistance à l'augmentation des rayons UV-B [265]. Dans la macroalgue, *Porphyra yeoensis*, des températures plus élevées ont fortement diminué l'inhibition par les rayons UV et ont réduit le stress par un PAR élevé [266]. L'acidification des océans peut avoir des effets synergiques, neutres ou antagonistes sur la réponse des organismes photosynthétiques marins au rayonnement UV [267]. L'interaction entre le rayonnement UV et la disponibilité des nutriments a été étudiée dans un réseau trophique d'eau douce in situ en utilisant des concentrations élevées et faibles de carbone organique dissous (C) et de phosphore inorganique (P) sous irradiation UV. Des concentrations élevées de C et de P organiques se sont traduites par une plus forte résistance aux rayons UV [268]. Cette expérience de terrain a montré qu'une sensibilité plus faible au rayonnement UV seul ou au rayonnement UV combiné à un autre facteur de stress donne à un organisme un avantage sur les autres membres de l'écosystème et modifie ainsi la composition du biote et la structure du réseau trophique microbien [268].

5.10. Les composés de protection solaire UV synthétiques peuvent être toxiques pour les coraux adultes et leurs larves.

Alors que les avantages à long terme des écrans solaires dans la prévention des cancers des kératinocytes et du mélanome chez l'homme sont bien démontrés, certains composés utilisés dans les écrans solaires couramment disponibles sont des contaminants environnementaux préoccupants (ODD 12.4, 14.1) [269 270 271 272]. Les juridictions ont interdit certains composés de protection solaire, y compris l'oxybenzone (également connue sous le nom de benzophénone-3), l'octinoxate et l'octocrylène, en partie sur la base des concentrations environnementales mesurées dans les zones côtières et des expériences en laboratoire, indiquant leur toxicité potentielle et leurs contributions au blanchissement des coraux. [273]. Cela a motivé la recherche sur l'utilisation d'écrans solaires naturels appelés acides aminés de type mycosporine [274], qui sont synthétisés, par exemple, par de nombreuses espèces de macroalgues et de cyanobactéries [275, 276].

Certains ingrédients actifs des écrans solaires UV sont toxiques pour les coraux, tels que l'éthylhexylméthoxy-cinnamate (également connu sous le nom d'octinoxate), l'octocrylène et les benzophénones. Les effets comprennent la mortalité et le blanchiment (perte d'algues symbiotiques) chez les coraux adultes [277] et l'arrêt du développement ou de la mortalité de leurs larves [278]. Ces composés se sont également accumulés dans les tissus coralliens, mais les concentrations d'exposition

(~ 0,5 à 3,5 parties par million) étaient nettement plus élevées que celles trouvées dans la plupart des systèmes naturels. Par comparaison, des composés de protection solaire tels que l'oxybenzone (une benzophénone) ont été trouvés dans les tissus coralliens et à des concentrations de 0,1 à 136 parties par billion (ng / L) dans les eaux côtières près d'Oahu, Hawaï [279] et 114, 11 et 118 parties par billion dans l'eau de la baie de Chesapeake, les sédiments et les tissus des huîtres, respectivement [280]. Ces concentrations sont sensiblement (jusqu'à ~ 1000x) inférieures aux seuils létaux pour les organismes aquatiques tels que certaines algues, le zooplancton et les poissons [281]. Dans une vaste étude sur les benzophénones, plus de 90% des sites avaient des concentrations inférieures aux concentrations prévues sans effet [282]. Bien que ces résultats suggèrent que le risque de létalité est faible dans la plupart des endroits, une évaluation continue des effets sublétaux à des doses plus faibles est justifiée étant donné la détection d'écrans solaires dans de nombreux organismes.

Le changement climatique peut amplifier la toxicité des composés de protection solaire. Par exemple, la toxicité des écrans solaires des composés organiques et inorganiques pour les oursins, les diatomées et les amphipodes a augmenté avec l'augmentation de la salinité [283], et la salinité augmente dans les régions où l'évaporation dépasse les précipitations. Par ailleurs, l'exposition des organismes à la protection solaire oxybenzone (BP-3) à des températures plus chaudes (23 vs 18,5 ° C) a augmenté l'expression des gènes associée à la désintoxication, le système endocrinien et les réponses au stress [284]. Ensemble, ces résultats indiquent une plus grande toxicité potentielle des écrans solaires dans des conditions plus chaudes et plus salines, ce qui est prévu dans de nombreuses régions selon les scénarios climatiques futurs.

5.11. Les effets interactifs de l'irradiation solaire UV, du réchauffement des océans et de l'acidification augmentent la toxicité des polluants pétroliers dans les environnements récifaux.

Un examen de l'impact de la pollution par les hydrocarbures en combinaison avec de multiples facteurs de stress sur les environnements récifaux peu profonds a révélé que trois cofacteurs, à savoir le rayonnement UV, une température élevée et un pH bas (acidification), augmentaient collectivement la toxicité des polluants pétroliers (ODD 14.1) [285]. Les impacts de la pollution pétrolière sur les taxons des récifs coralliens peuvent être exacerbés par les conditions environnementales couramment rencontrées dans les environnements de récifs tropicaux. Les récifs coralliens peu profonds sont régulièrement exposés à des niveaux élevés de rayonnement UV, ce qui peut augmenter considérablement la toxicité de certains composants pétroliers par phototoxicité. De nombreux composants pétroliers absorbent fortement le rayonnement UV-B [285]. L'exposition aux rayons UV représente le cofacteur environnemental le plus probable et le plus nocif, conduisant à une augmentation moyenne de la toxicité de 7,2 fois pour tous les tests effectués. Une température élevée et un pH bas ont augmenté la toxicité de l'huile exposée aux rayons UV de 3,0 et 1,3 fois, respectivement. Ces études soulignent l'intérêt d'inclure le rayonnement UV, et en particulier le rayonnement UV-B, dans les futures études de toxicité des hydrocarbures pour identifier des seuils de danger réalistes.

5.12. Une exposition réduite des agents pathogènes aux rayons UV dans les écosystèmes aquatiques pourrait entraîner davantage d'épidémies parmi les organismes aquatiques.

Divers agents pathogènes, y compris des virus, des bactéries et des parasites, sont libérés dans les eaux de surface en raison de l'activité humaine, mais leur infectivité diminue en raison de plusieurs processus, notamment l'exposition aux rayons UV (section 9; ODD 3.3). Ici, nous nous concentrons sur les agents pathogènes naturels dans les écosystèmes aquatiques. Ces agents pathogènes aquatiques sont sensibles aux dommages à l'ADN induits par les rayons UV-B et aux espèces réactives de l'oxygène produites à la fois par les rayons UV-B et UV-A [286,287,288,289,290,291]. En comparant la sensibilité à la lumière naturelle du soleil (y compris le rayonnement visible et UV) du parasite *Daphnia*, *Pasteuria*

ramose de différents lacs, a révélé que les souches dérivées de lacs avec une grande transparence au rayonnement UV-B avaient une tolérance plus élevée au rayonnement solaire total par rapport aux souches venant des lacs moins transparents [290]. On a émis l'hypothèse que les agents pathogènes ont généralement une tolérance inférieure au rayonnement UV par rapport à leurs hôtes aquatiques [291, 292] et de nombreuses relations parasites-hôtes sont connues pour structurer les communautés et les écosystèmes [293]. Des progrès récents dans notre compréhension des effets du rayonnement solaire sur les relations pathogène-hôte ont montré que les parasites du zooplancton, tels que *Pasteuria ramose*, sont plus sensibles au rayonnement UV-B, plus sensibles au rayonnement UV-A que la lumière visible, et enfin plus sensible au rayonnement UV par rapport à son hôte [292]. Par conséquent, le zooplancton peut potentiellement avoir un refuge exempt de parasites à des profondeurs où la plupart des rayons UV-B nuisibles ont été atténués et où ils ne sont exposés qu'à un rayonnement UV modéré [292]. Avec les connaissances disponibles concernant les interactions hôte-parasite-UV, on peut supposer que la diminution de l'exposition aux rayons UV, tels que ceux alimentés par le changement climatique (Sect. 5.1), a le potentiel d'augmenter les épidémies parmi les organismes aquatiques [291, 292].

## **6. Cycles biogéochimiques dans l'environnement.**

Les changements du rayonnement solaire UV et du climat ont des effets directs et indirects sur la façon dont le cycle des éléments (par exemple, les cycles du carbone, de l'azote et du soufre) et le devenir des contaminants qui se produisent dans les écosystèmes aquatiques et terrestres. Il est bien établi qu'un large éventail de produits chimiques synthétiques tels que les pesticides, les produits pharmaceutiques et d'autres substances contrôlées sont rejetés intentionnellement ou accidentellement dans l'environnement par les activités humaines. Le rayonnement solaire contribue à la dégradation de bon nombre de ces contaminants et joue un rôle important dans la réduction de leurs concentrations dans l'environnement. La photodégradation directe de ces contaminants est principalement due au rayonnement UV. Les rayons UV (UV-B et UV-A) et visible sont responsables des processus de photodégradation indirecte, le rayonnement UV étant le plus important des deux. Le changement climatique, qui influe sur la température et les niveaux de précipitations, entraîne également des changements dans la composition chimique des eaux de surface, à savoir les concentrations de matière organique dissoute et d'oxygène, qui à leur tour affecteront les processus photochimiques indirects.

Dans cette section, nous mettons à jour les connaissances actuelles sur la photodégradation de la matière organique naturelle dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. La photodégradation produit du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) ainsi que des photoproduits biologiquement labiles qui peuvent être plus facilement dégradés par des organismes décomposeurs (bactéries et champignons) dans un processus connu sous le nom de photo-facilitation. Les recherches sur la cryosphère ont continué à quantifier la rétroaction du carbone du pergélisol qui libère les gaz à effet de serre, le CO<sub>2</sub>, le méthane et l'oxyde nitreux, provenant du dégel du pergélisol dans l'Arctique. De nouvelles données et modèles sont évalués sur la décomposition photochimique des substances contrôlées et d'autres contaminants. Enfin, nous évaluons la photoinactivation par la lumière du soleil des contaminants biologiques, y compris les agents pathogènes et leurs organismes indicateurs.

La science évaluée indique que grâce à la réglementation des substances appauvrissant la couche d'ozone, dont beaucoup sont également des gaz à effet de serre, on estime que le Protocole de Montréal a contribué de manière significative à ralentir le changement climatique en réduisant les émissions de CO<sub>2</sub> et d'autres gaz à effet de serre des écosystèmes terrestres et aquatiques [294]. Cela a probablement atténué les effets du climat sur la photodégradation de la matière organique naturelle. De plus, le réchauffement réduit dû aux gaz à effet de serre peut avoir ralenti la fonte de la glace et du pergélisol dans l'Arctique, réduisant ainsi la photodégradation de la matière organique sous-jacente couverte en CO<sub>2</sub>. La conversion photochimique indésirable des macroplastiques en micro et nano-

plastiques peut également avoir été atténuée par les actions du Protocole de Montréal. Des exemples spécifiques sont fournis de relations entre les cycles biogéochimiques et les ODD 3, 6, 12, 13, 14 et 15, en mettant l'accent sur le cycle du carbone et de l'azote dans les systèmes terrestres et aquatiques, et la cryosphère; ainsi que sur les contaminants chimiques et biologiques.

6.1. Les écosystèmes des zones arides sont les principaux sites du cycle du carbone via la photodégradation des déchets, mais la photodégradation peut également faciliter le cyclage dans les écosystèmes humides situés dans les forêts tempérées et tropicales.

Des évaluations récentes ont souligné le rôle important joué par le rayonnement solaire dans la conduite du cycle du carbone par la décomposition des déchets en CO<sub>2</sub> dans les écosystèmes des zones arides [149, 167]. Depuis notre dernière évaluation [1], des études supplémentaires ont fourni plus de détails sur l'importance de la photodégradation dans les systèmes secs, y compris une prairie aride [295], le désert de Sonora [296], un système de broussailles semi-aride [297], et un semi-écosystème des zones boisées arides [298, 299] (contribuant à la réalisation des cibles 15.1, 15.3 des ODD). D'autres études depuis notre dernière évaluation ont montré que la photodégradation est également associée à la décomposition de la litière végétale (matière végétale morte) dans les écosystèmes plus humides situés dans les forêts tempérées et boréales [300, 301, 302]. De plus, le rayonnement solaire entraîne la photodécomposition des déchets dans les forêts tropicales [303] et subtropicales de mousson [304]. Ces études fournissent des preuves supplémentaires que la photodégradation directe et les changements photochimiques indirects de la qualité des déchets par photo-facilitation, qui augmente la dégradation biologique, contribuent à l'augmentation des émissions de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Fig.10).

La chimie de la litière peut également influencer les processus de décomposition directs (abiotiques) et indirects (biotiques, c'est-à-dire photo-facilitation par les microbes) [1]. Par exemple, on pense que les fractions de lignine sont de préférence photodégradées car elles absorbent fortement le rayonnement solaire. Cependant, l'hémicellulose et la cellulose étaient les constituants végétaux principalement affectés par le rayonnement solaire dans un écosystème semi-aride de latitude moyenne [297, 305], plutôt que par la lignine comme on le pensait auparavant.

La photodégradation a généralement été négligée dans les bilans de carbone des écosystèmes forestiers productifs où les déchets sont exposés à un environnement de rayonnement hétérogène en raison du couvert végétal. Cependant, des études de terrain récentes ont montré que la photodégradation contribue à la perte de carbone dans les forêts des régions tropicales [303] ainsi que dans celles des latitudes tempérées moyennes [300] et même élevées [302]. Certaines études ont suggéré que la photodégradation peut en partie expliquer la perte de carbone manquante dans ces systèmes, conduisant à une sous-estimation des émissions terrestres de carbone [298, 306]. Une étude expérimentale récente a attribué une grande partie de ce carbone manquant à l'émission de gaz à effet de serre dans l'atmosphère lors de la photominéralisation [299]. Cependant, les changements du rayonnement UV solaire résultant des interactions entre l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et le changement climatique peuvent potentiellement affecter les émissions de gaz à effet de serre résultant de la décomposition dans un éventail d'écosystèmes terrestres occupant une large gamme de latitudes [2, 167].

Les changements dans la couverture végétale peuvent moduler la photodécomposition en modifiant l'irradiance qui atteint la surface de la litière [167]. À l'échelle mondiale, les données satellitaires d'observation de la Terre ont montré que la superficie forestière totale avait diminué de 3%, passant de 4 128 millions d'hectares en 1990 à 3999 millions d'hectares en 2015 [307]. Les tropiques ont été la seule région à afficher une tendance, la perte de forêt augmentant de 2101 kilomètres carrés par an. Les effets de ces changements dans la végétation sont mal définis, mais des études récentes indiquent que les changements d'utilisation des terres qui augmentent l'exposition des déchets

végétaux au rayonnement solaire accéléreront les pertes de carbone de ces écosystèmes en raison de la photodégradation et de la photo-facilitation [222, 167, 297, 299, 300, 303, 308, 309, 310, 311].

### 6.2. Les effets de longueur d'onde ont été déterminés pour améliorer les modèles de cycle du carbone dans les environnements aquatiques et terrestres.

Les fonctions de pondération spectrale quantifient l'efficacité relative du rayonnement, par longueur d'onde, sur les processus de photodégradation en milieu aquatique [312] ou terrestre [296]. Ces fonctions sont utilisées pour évaluer et comparer les résultats d'expériences examinant l'effet du rayonnement. Clark et coll. (2019) ont développé un modèle utile qui utilise des fonctions de pondération pour décrire les changements spectraux de la matière organique dissoute colorée (CDOM) pendant le photoblanchiment des eaux des systèmes marécageux et estuariens dans le centre de l'Atlantique des États-Unis [313] (contribuant à l'ODD 15.1).

Dans les écosystèmes terrestres, les fonctions de pondération spectrale développées pour la photodécomposition de la litière du désert de Sonora [296] ont montré que le rayonnement UV-A était la région du spectre solaire la plus efficace dans la photodégradation de la litière de feuilles (Fig. 11). Les fonctions de pondération pour l'émission de trois types de litière étaient très similaires, l'efficacité diminuant avec la longueur d'onde mais s'étendant bien dans la bande d'onde visible. La multiplication de la fonction de pondération par l'irradiance solaire moyenne à midi a fourni l'irradiance solaire spectrale pondérée. Les bandes d'ondes UV-B, UV-A et visible ont été calculées comme étant responsables de 9, 61 et 30%, respectivement, de l'émission photochimique observée. Ce résultat est généralement cohérent avec les découvertes antérieures de l'efficacité de différentes bandes d'ondes solaires sur la perte de déchets terrestres. De plus, les résultats montrent que les réductions de l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique par le Protocole de Montréal et les diminutions correspondantes du rayonnement UV-B entraînent une réduction de la photoproduction de CO<sub>2</sub> à partir des déchets végétaux. Les recherches se sont poursuivies pour quantifier la rétroaction du carbone sur le pergélisol qui implique le rejet de gaz à effet de serre provenant du dégel du pergélisol dans l'Arctique [1]. Des expériences sur la dépendance à la longueur d'onde de la photodégradation du carbone organique dissous (COD) dans le pergélisol ont indiqué que le rayonnement UV-A était également le plus efficace [314]. Des manipulations en laboratoire ont indiqué que la variabilité de la photodégradation peut être attribuable aux photoréactions catalysées par le fer du vieux COD provenant de la lignine et du tanin du sol dans le pergélisol fondu. Les taux de photoproduction de CO<sub>2</sub> à partir du pergélisol DOC étaient deux fois plus élevés que pour le DOC moderne [314]. Les prévisions du modèle de la perte nette future de carbone de l'écosystème résultant du dégel du pergélisol n'incluent pas la perte de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère due à la photodégradation du COD. Par conséquent, les estimations actuelles du réchauffement climatique supplémentaire à partir de la rétroaction du carbone du pergélisol sont trop faibles.

### 6.3. L'exposition aux rayons UV a des effets prononcés sur la matière organique dissoute dans les eaux de surface allant des tropiques à l'Arctique.

L'un des impacts les plus importants du changement climatique sur la photochimie aquatique concerne les changements de concentrations de matière organique dissoute dans les eaux de surface. Les modèles de changement climatique prédisent une augmentation des précipitations dans de nombreux endroits à travers le monde, ce qui conduit à une charge accrue de la composante colorée du DOM (CDOM) dans les lacs et les rivières, un phénomène appelé brunissement (Sect. 5.1) [147, 167]. Le ruissellement peut être une source majeure de matière organique dans les milieux aquatiques. Le rayonnement solaire UV entraîne la photodégradation des DOM d'origine terrestre et des particules présentes dans les écosystèmes aquatiques [167, 222, 309, 315, 316]. Comme dans les écosystèmes terrestres, la photodégradation de la matière organique aquatique se produit par des processus de

décomposition directs (abiotiques) et indirects (biotiques, c'est-à-dire photo-facilitation par les microbes); les espèces réactives de l'oxygène sont des intermédiaires clés dans la photodégradation indirecte [222].

L'une des principales sources de DOM concerne le rejet par fonte du pergélisol dans l'Arctique [167, 314, 317, 318]. Les recherches actuelles sur la photodégradation par rayonnement UV de la matière organique dissoute dans l'Arctique [318] montrent que la formation de CO<sub>2</sub> s'accompagne de l'accumulation d'un pool de DOM partiellement photooxydé qui joue probablement un rôle dans la dégradation microbienne photo-facilitée [167]. Ce DOM partiellement photooxydé se forme par photodégradation indirecte impliquant l'intermédiaire de l'oxygène singulet [318], une espèce oxygène réactive répandue qui est produite par une photoréaction initiée par les UV entre la matière organique arctique et l'oxygène [167]. Ce résultat indique en outre que l'exposition au rayonnement UV déclenche des photoréactions indirectes qui facilitent la conversion des DOM dans la cryosphère en fusion en CO<sub>2</sub> (contribue aux ODD 6.3, 6.6, 14.1). (Sect. 7.6).

Une fois décongelés, jusqu'à 15% des ~1 000 pg de carbone organique dans les sols de pergélisol arctique pourraient être oxydés en CO<sub>2</sub> d'ici 2100, amplifiant le changement climatique [317]. Les prévisions de cette force d'amplification sont imprécises et sont probablement sous-estimées parce qu'elles ignorent la photodégradation du carbone du pergélisol en CO<sub>2</sub> dans les eaux de surface par le rayonnement solaire. De plus, bien que l'on s'attende à ce que la zone de pergélisol soit une source importante de carbone dans l'atmosphère [1], les modèles à grande échelle ne simulent actuellement que des changements graduels dans le sol décongelé de façon saisonnière. Un dégel brutal se produira probablement dans <20% de la zone de pergélisol, mais pourrait affecter la moitié du carbone du pergélisol par l'effondrement du sol, l'érosion rapide et les glissements de terrain. Après avoir tenu compte de la stabilisation brusque du dégel, du drainage du lac et de l'absorption de carbone du sol par la repousse de la végétation, Turetsky et al. (2020) ont conclu que les modèles ne prenant en compte que le dégel progressif du pergélisol sous-estiment considérablement les émissions de carbone résultant du dégel du pergélisol [319].

#### 6.4. Le dégel dans l'Arctique causé par le changement climatique libère de l'azote organique, ce qui entraîne une augmentation des émissions d'oxyde nitreux, l'une des principales substances qui appauvrissent l'ozone stratosphérique.

À mesure que le pergélisol dégèle dans l'Arctique, d'importants stocks de carbone et d'azote sont exposés à la décomposition [320]. Les rejets gazeux de carbone des sols arctiques dus au dégel du pergélisol sont substantiels [1], et de plus en plus de preuves suggèrent que les sols arctiques peuvent également être des sources pertinentes d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) [317, 320,321,322,323,324]. Le protoxyde d'azote est une source de gaz pour les oxydes d'azote stratosphériques et une substance appauvrissant la couche d'ozone (contribue aux ODD 13.1, 15.1); son potentiel de réchauffement planétaire est presque 300 fois supérieur à celui du CO<sub>2</sub> sur un horizon de 100 ans [322]. L'oxydation par les archées oxydant l'ammoniaque (micro-organismes unicellulaires) est une source importante de N<sub>2</sub>O dans les tourbières arctiques [321]. L'oxygène singulet, un ROS qui est produit par des interactions UV avec Arctic DOM (section 6.3), photo-inhibe les archées et peut donc réduire la production de N<sub>2</sub>O [325]. Les tourbières sont affectées par le thermokarst, une surface marécageuse caractérisée par des surfaces très irrégulières formées à mesure que le pergélisol dégèle; ces caractéristiques terrestres sont les points chauds les plus probables de N<sub>2</sub>O dans l'Arctique. Ils couvrent plus de 10% de l'Arctique, ce qui correspond à une superficie de 1,9 million de km<sup>2</sup>. On a estimé que les émissions de N<sub>2</sub>O des sols nus des tourbières de pergélisol représentaient jusqu'à 0,1 Tg d'azote par an – 1 [322, 323]. C'est dans la gamme des émissions provenant de la combustion de combustibles fossiles, des processus industriels et de la combustion de la biomasse, et donc la deuxième plus grande source anthropique de N<sub>2</sub>O après l'agriculture [322]. Les mesures des flux de N<sub>2</sub>O dans l'Arctique et les estimations des

rejets de N<sub>2</sub>O à l'échelle du paysage et de la région présentent une grande variabilité spatiale, de sorte que les estimations actuelles de l'intensité des sources sont très incertaines [324].

#### 6.5. Le rayonnement UV est probablement un facteur clé de la dégradation des contaminants dans les environnements aquatiques.

Le rayonnement solaire UV contribue à la dégradation des contaminants, jouant un rôle important dans la réduction de leur concentration dans l'environnement [167, 326] (contribuant à la réalisation des ODD 12.4, 14.1). Les microplastiques sont un type important de contaminant qui dérivent des photoréactions des macroplastiques initiées par les UV (voir les évaluations des effets interactifs du rayonnement UV avec les matériaux dans les évaluations précédentes du PNUE [327]). Parfois, les interactions du rayonnement UV avec des contaminants entraînent la formation de photoproduits nocifs. Par exemple, l'agent antimicrobien, le triclosan, est converti par irradiation UV en composés toxiques et cancérigènes comprenant les dioxines, le chloroforme et les anilines chlorées [328, 329]; et les contaminants «phototoxiques», tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques, deviennent toxiques lors de l'absorption du rayonnement UV [285, 330].

Les photoréactions des contaminants se produisent par le biais de deux mécanismes généraux: dans le premier (phtoréaction directe), le rayonnement solaire directement absorbé par le contaminant entraîne des changements dans sa structure chimique qui peuvent affecter sa persistance et son devenir dans l'environnement; dans le second mécanisme (phtoréaction indirecte), le contaminant est transformé par réaction avec des intermédiaires réactifs produits photochimiquement qui sont produits par absorption du rayonnement solaire par des substances telles que le CDOM [167, 331]. Ces processus comprennent généralement des espèces réactives de l'oxygène [332] et des triplets excités de CDOM [333]. Les triplets accélèrent, c'est-à-dire «sensibilisent» la photodégradation des contaminants principalement par des réactions redox dans lesquelles le contaminant est oxydé.

Les photoréactions indirectes sont impliquées dans le devenir des contaminants organiques [334,335,336,337,338], des nanomatériaux [339] et de certains pesticides [340 - 342]. Compte tenu des effets importants du CDOM sur les constantes de taux d'inactivation des contaminants par le biais de la protection UV et de la photosensibilisation, nous prévoyons que les futurs changements liés à l'ozone seront beaucoup plus petits que les changements causés par le brunissement des milieux aquatiques. À l'inverse, les diminutions du CDOM liées à la sécheresse et à la réduction du ruissellement pourraient entraîner des augmentations beaucoup plus importantes de la photodégradation des contaminants liée aux UV que les changements observés ou prévus dans l'ozone.

Les effets variables du brunissement sur les taux de photodégradation des contaminants ont été évalués à l'aide d'une approche de modélisation dans laquelle trois impacts clés du brunissement sur la photochimie ont été évalués [343]. Premièrement, la thermocline est déplacée vers des profondeurs moins profondes, ce qui rend la couche superficielle bien mélangée (l'épilimnion) moins profonde. Ensuite, les concentrations plus élevées de CDOM conduisent à des intensités lumineuses moyennes plus faibles. Enfin, les concentrations plus élevées de CDOM conduisent à la formation de concentrations plus élevées d'intermédiaires réactifs produits photochimiquement. Comme ces trois effets ne pointent pas tous dans la même direction en ce qui concerne la dégradation des contaminants, les auteurs ont utilisé une approche de modélisation pour résoudre l'effet net. Les résultats indiquent que les processus de photodégradation directe seraient ralentis par le brunissement, tandis que les réactions avec la matière organique à l'état triplet et l'oxygène singulet seraient améliorées. Il a également été démontré que le mélange hydrodynamique vertical affectait la photominéralisation du carbone organique dissous dans les eaux arctiques [344]. L'effet global du brunissement des lacs sur la dégradation des contaminants ne devrait donc pas être uniforme, mais plutôt dépendant de la molécule spécifique d'intérêt et de ses voies photochimiques dominantes.

Nous avertissons que les équations et les données utilisées dans les simulations de Calderaro et Vione (2020) ne tiennent pas compte des effets des particules en suspension sur l'absorbance et la diffusion dans l'eau. Les particules en suspension peuvent représenter une fraction importante de l'absorbance du rayonnement UV dans les Grands Lacs, les estuaires et autres plans d'eau [345, 346].

Ainsi, le rayonnement solaire UV initie généralement la photodégradation des contaminants dans les milieux aquatiques par des processus directs et indirects qui dépendent de manière variable des changements de l'ozone stratosphérique. La mise en œuvre du Protocole de Montréal [294] a réduit les taux de photodégradation directe des contaminants absorbant les UV-B. D'autre part, la photodégradation indirecte est renforcée par le brunissement et a donc été accélérée par des facteurs liés au climat tels que le ruissellement du CDOM provoqué par les précipitations ou la fonte de la glace et du pergélisol.

#### 6.6. Les photoréactions indirectes améliorent la photolyse de certains contaminants, en particulier les polluants organiques persistants.

Les photoréactions indirectes sont un type particulièrement dominant de transformation induite par le rayonnement solaire pour les contaminants qui subissent une photolyse directe très lentement [167, 331, 333]. Les polluants organiques persistants (POP) entrent souvent dans cette catégorie. Les POP sont des produits chimiques qui résistent à la dégradation de l'environnement, s'accumulent dans les chaînes alimentaires et sont nocifs / toxiques pour l'homme et la faune [347] (contribue aux ODD 6.3, 6.6, 14.1). La voie indirecte de la photolyse des POP est particulièrement pertinente, car certains de ces contaminants (par exemple, l'acide octanoïque perfluoré (PFOA) et certains pesticides) n'absorbent pas de manière significative dans la région UV du spectre solaire et subissent donc une photoréaction directe très lentement. Dans les eaux naturelles, ils peuvent être potentiellement transformés / dégradés par photolyse indirecte médiée par des sensibilisants naturels (par exemple, DOM, nitrate ou nitrite) qui absorbent le rayonnement solaire pour former des intermédiaires réactifs produits photochimiquement [329, 334, 348, 349].

Les effets des substances naturelles telles que le CDOM sur la dégradation des POP sont complexes et peuvent accélérer ou inhiber la photolyse de ces contaminants. En outre, d'autres contaminants pénètrent dans l'environnement aquatique, tels que les nanomatériaux artificiels et leurs composites avec des polymères [350], qui sont une classe en croissance rapide de contaminants émergents qui peuvent être transformés par photoréaction [167]. Des modèles ont été développés pour simuler le devenir environnemental de ces nanomatériaux dans les systèmes aquatiques [351].

La photoinactivation par les rayons UV solaires atténue les problèmes de santé associés à l'exposition aux virus et autres contaminants biologiques dans les environnements aquatiques.

On pense que les virus sont responsables de la plupart des maladies gastro-intestinales (GI) contractées dans les eaux récréatives contaminées par des matières fécales humaines [352, 353]. Les virus humains représentatifs transmis par les eaux usées comprennent les entérovirus, les norovirus et les adénovirus. Les bactéries et les protozoaires sont d'autres classes d'agents pathogènes présents dans les milieux aquatiques (contribue aux ODD 3.3, 6.3).

Les indicateurs pathogènes sont des micro-organismes souvent utilisés pour évaluer la présence d'agents pathogènes dans les eaux récréatives. Le terme « indicateurs » est largement utilisé pour désigner les micro-organismes qui indiquent la présence d'une contamination fécale dans l'eau (par exemple, des bactéries telles que *E. coli*). Les fonctions de pondération biologique sont utilisées pour quantifier les effets de longueur d'onde sur la photoinactivation directe des micro-organismes et pour mieux comprendre le rôle des caractéristiques microbiennes et des changements environnementaux

dans leur sensibilité aux rayons UV [289, 354, 355]. Des modèles utilisant des fonctions de pondération biologique ont été appliqués pour évaluer la qualité de l'eau. Par exemple, les effets de l'atténuation du rayonnement UV solaire sur la photoinactivation des indicateurs pathogènes dans diverses zones de baignade des Grands Lacs ont été évalués à l'aide de modèles qui intègrent les fonctions de pondération biologique et d'autres données, y compris les coefficients d'atténuation et les données de transport [356, 357].

## 7. Qualité de l'air.

Le rayonnement UV est un contributeur majeur à la formation de la pollution atmosphérique à l'échelle urbaine et continentale. De nombreux composés organiques émis en raison des activités humaines et des processus naturels sont transformés (photo-oxydés) par le rayonnement solaire UV en produits qui sont, dans de nombreux cas, plus toxiques que la substance d'origine libérée. Ces produits comprennent l'ozone ambiant (O<sub>3</sub>), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques tels que le formaldéhyde (CH<sub>2</sub>O) et les aérosols - des brouillards de particules en suspension, les particules inférieures à environ 2,5 µm (PM<sub>2,5</sub>) étant particulièrement problématiques. Le sulfate, le nitrate et les aérosols organiques secondaires (SOA) sont formés directement à partir de cette photochimie UV. La pollution atmosphérique a été identifiée comme un problème critique pour la santé humaine. Selon l'Organisation mondiale de la santé, la pollution de l'air ambiant a contribué à 7,6% de tous les décès en 2016 [358]. L'importance de l'amélioration de la qualité de l'air est reconnue dans les ODD 3.9 et 11.6. La qualité de l'air dépend du rayonnement UV solaire dans la troposphère et donc de l'ozone stratosphérique. Elle est également influencée par la circulation atmosphérique, y compris le transport de l'ozone de la stratosphère vers la troposphère, qui peut être altérée par les changements climatiques et par les SAO [37]. Comprendre comment la qualité de l'air dépend des changements du rayonnement UV, que ce soit de l'appauvrissement de l'ozone ou d'autres causes (par exemple, les aérosols), reste un défi fondamental pour la prévision de la qualité de l'air.

Le radical hydroxyle (OH) est le principal oxydant des polluants troposphériques et est au cœur de la régulation de la qualité de l'air ambiant. L'OH est principalement produit par l'absorption du rayonnement UV-B par l'ozone (Fig. 12) et la concentration d'OH détermine la persistance de nombreux polluants dans l'atmosphère. L'OH est généralement détruit lorsqu'il réagit avec les polluants, de sorte que la concentration réelle d'OH est un équilibre entre la production induite par les UV-B et sa réaction avec les polluants. Le changement climatique peut augmenter les émissions de polluants troposphériques, comme le CO, à partir de sources naturelles, ce qui réduirait la concentration d'OH et augmenterait la persistance d'autres produits chimiques, y compris les gaz à effet de serre (GES), le méthane (CH<sub>4</sub>) et à très courte durée de vie, composés halogènes (VSLs), tels que le bromoforme (CHBr<sub>3</sub>), qui pourraient augmenter la destruction de l'ozone stratosphérique et modifier les concentrations d'ozone troposphérique [359] (Fig. 12). Les modifications des concentrations d'halogènes réactifs et d'ozone peuvent également avoir des effets sur le mouvement du mercure dans l'environnement [360].

Actuellement, de grands changements systématiques dans la pollution de l'air et le rayonnement UV de surface se produisent en raison (a) de réductions à long terme des émissions découlant des stratégies de contrôle de la qualité de l'air légiférées (par exemple, en Chine au cours des dernières décennies), et (b) plus court -diminutions à terme dans de nombreux pays, du ralentissement économique associé à la pandémie COVID-19 (section 9). Les points ci-dessous mettent à jour notre compréhension actuelle des changements dans la pollution atmosphérique et des effets interactifs de l'ozone stratosphérique, du rayonnement UV et du transport de l'air de la stratosphère vers la troposphère.

7.1. Le changement climatique et la récupération de l'ozone stratosphérique devraient augmenter l'ozone dans la troposphère à l'échelle mondiale, mais il reste une incertitude importante quant à l'impact d'une gamme de processus.

La concentration d'ozone troposphérique en tout lieu dépend de sources à grande échelle (par exemple, l'ozone transporté vers la troposphère à partir de la stratosphère ou d'autres continents) et de la production à partir des émissions locales. Les réductions de l'ozone stratosphérique ont diminué la quantité d'ozone transportée vers la troposphère au cours des 30 dernières années [361]. La figure 13 met en évidence la réduction de l'ozone transporté en raison de l'augmentation des émissions de SAO jusqu'en 1994 (la différence entre les deux courbes). Après 1994, les changements dans la circulation atmosphérique ont augmenté le flux annuel d'ozone de la stratosphère vers la troposphère. Ces changements de circulation sont le résultat de l'augmentation de la concentration des GES, et les tendances devraient se poursuivre.

À mesure que le climat se réchauffe, l'élimination de l'ozone de l'atmosphère à la surface de la Terre peut diminuer. Cependant, les processus dominants d'élimination de l'ozone (par exemple, absorption par les feuilles et / ou le sol, ou réaction avec des composés organiques volatils [COV] tels que les terpènes rejetés par les plantes dans l'atmosphère) semblent différer d'un endroit à l'autre [362, 363]. La dissolution dans l'océan est un processus important d'élimination de l'ozone de l'atmosphère, mais elle a probablement été surestimée d'un facteur 2 [364]. La correction de cette surestimation augmente les estimations du modèle des concentrations d'ozone de surface de 10% ou plus pour un tiers de la surface de la Terre. L'ozone troposphérique est un marqueur important de la pollution atmosphérique qui n'est pas seulement un problème national, puisque l'ozone provenant de sources terrestres circule dans le monde entier [365].

7.2. L'effet du rayonnement UV sur la chimie atmosphérique et la durée de vie des aérosols est plus important que précédemment reconnu.

Il est bien établi que le rayonnement UV est au cœur de la formation de nombreux aérosols dans l'atmosphère, tels que ceux contenant du sulfate, du nitrate et de nombreux composés organiques. Ces aérosols organiques dits secondaires (SOA) se forment dans l'atmosphère par oxydation de COV qui forment des produits à faible volatilité (Fig.12). De nouvelles recherches indiquent que le rayonnement UV joue également un rôle dans la destruction de certaines de ces particules. Des mesures en laboratoire montrent que de nombreux SOA sont photodégradés par irradiation UV [366], faisant du rayonnement UV un facteur essentiel à la fois dans leur production et leur élimination de l'atmosphère. Selon les calculs du modèle [367], ces processus complexes entraînés par les UV pourraient représenter le plus grand puits mondial de SOA, dépassant l'élimination par pluie (Fig. 12). Cependant, une fraction du SOA ne semble pas être dégradée par le rayonnement UV [366, 368, 369], l'effet global du rayonnement UV dépendant de la composition chimique des nombreux aérosols différents présents dans l'atmosphère. Aucune tentative n'a encore été faite pour quantifier la sensibilité de la durée de vie des différents SOA aux changements du rayonnement UV comme cela se produirait avec les changements de l'ozone stratosphérique.

7.3. Le rayonnement UV induit des transformations chimiques à la surface et dans les particules d'aérosol, produisant des espèces chimiques potentiellement dommageables pour la qualité de l'air et la santé.

La photochimie hétérogène des particules d'aérosol a suscité un intérêt croissant au cours de la dernière décennie en raison de son potentiel à modifier la composition chimique, la toxicité et les propriétés optiques des aérosols [par exemple, [370, 371]]. Récemment, des études en laboratoire ont montré que le SOA exposé au rayonnement UV peut agir comme photo-sensibilisant pour l'oxydation du dioxyde de soufre gazeux (SO<sub>2</sub>) en sulfate condensable [372], accélérant ainsi potentiellement la

formation d'aérosols sulfatés. Cela se produit lorsque le rayonnement UV est absorbé par des particules organiques et produit des molécules intermédiaires hautement réactives qui oxydent rapidement le gaz SO<sub>2</sub> associé aux particules. L'importance de ces réactions pour l'atmosphère terrestre reste à établir. Une chimie similaire à l'état excité induit par les UV dans les aérosols organiques s'est également avérée conduire à la formation d'espèces réactives de l'oxygène telles que les peroxydes [373], qui sont supposées causer des dommages importants aux voies respiratoires lors de l'inhalation [374,375,376]. Ainsi, le rayonnement UV peut modifier l'impact des aérosols organiques sur la santé humaine et représenterait une voie supplémentaire pour les changements de l'ozone stratosphérique pour influencer la santé humaine.

7.4. Les efforts visant à réduire les émissions de particules fines dans les régions polluées ont entraîné des augmentations indésirables des concentrations d'ozone ambiant dans certaines régions.

En Chine, des réductions à long terme de certaines émissions [par exemple, les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) et le SO<sub>2</sub>] ont entraîné des réductions substantielles du brouillard d'aérosol, mais cela s'est accompagné d'une augmentation indésirable de l'ozone ambiant [377,378,379,380]. Les observations montrent une aggravation de la pollution par l'ozone entre 2013 et 2017 dans les zones urbaines de Chine [379, 381, 382] et dans la plaine de Chine septentrionale de 2013 à 2019 [383]. Les raisons possibles comprennent : moins de réactions chimiques destructrices d'ozone se produisant sur les particules d'aérosol [383, 384]; des rapports NO<sub>x</sub> / COV plus faibles conduisant à des rendements de production d'ozone plus élevés [382, 383]; augmentation des émissions de COV due aux changements de température [384]; et des augmentations du rayonnement UV dues à moins de voile [378, 380, 383, 384, 385, 386, 387]. L'importance relative de ces facteurs reste incertaine et dépend de la formulation des modèles, y compris des changements détaillés des émissions, du paramétrage de la chimie complexe et de la résolution spatiale des modèles. Cela met en évidence l'importance du rayonnement UV solaire dans la détermination de la composition de la pollution atmosphérique, bien que la quantification reste insaisissable. Les évolutions de l'ozone démontrent également les difficultés de gestion de la pollution atmosphérique multi-composants.

Des changements similaires dans la qualité de l'air ont été observés dans le monde entier en raison du ralentissement économique associé à la pandémie du COVID-19 (section 9.7). Les fortes réductions des émissions fourniront des données complètes pour évaluer et améliorer les modèles de qualité de l'air [388, 389], en tirant parti des techniques expérimentales modernes et des plates-formes de collecte de données.

7.5. Les sécheresses et autres effets du changement climatique devraient accroître les émissions de monoxyde de carbone des incendies de forêt, diminuant ainsi les concentrations du radical hydroxyle et augmentant la durée de vie du méthane.

En raison de la réduction des émissions anthropiques de CO des États-Unis, de l'Europe et de la Chine, une baisse de la concentration mondiale de CO depuis 2000 a été signalée [390]. Cependant, le changement climatique peut accroître les émissions de CO provenant de sources naturelles. Par exemple, une source biogénique majeure de CO dans l'atmosphère est l'émission de composés organiques volatils, comme l'isoprène par les plantes, le CO se formant lors de réactions chimiques dans l'atmosphère. Ces émissions biogènes représentent environ 18% de la charge mondiale de CO atmosphérique [391]. Les incendies de forêt sont une autre source naturelle de CO dans l'atmosphère, en particulier dans les forêts boréales [392], qui se produisent en raison des conditions extrêmement chaudes et sèches provoquées par le changement climatique dans certaines parties de la Terre. Par exemple, les taux d'émissions de CO dérivés par satellite pendant l'incendie de Horse River en 2016 étaient d'environ 50 à 300 kt / jour et dépassaient les émissions anthropiques annuelles totales de CO en Alberta cette année-là [392]. Dans l'ensemble, bien que les émissions totales de CO aient diminué

depuis 2000, les changements climatiques peuvent accroître les émissions de CO des écosystèmes terrestres et aquatiques. La prévision des tendances atmosphériques du CO est importante, car le CO n'est pas seulement un polluant troposphérique, mais aussi un puits d'OH et affecte ainsi la durée de vie du GES, le méthane [1, 393.394.395]. Il a été estimé qu'au cours de l'événement El Niño de 1997 à 1998, la concentration atmosphérique mondiale de CO a augmenté de plus de 40%, en raison des incendies de forêt, concomitante à une diminution de la concentration troposphérique globale pondérée en masse d'OH jusqu'à 9% , en conséquence, une augmentation de 4% de la durée de vie du CH4 atmosphérique [396].

7.6. La décongélation accrue due au changement climatique des sols de pergélisol, du pergélisol sous-marin et des hydrates de méthane a le potentiel de libérer de grandes quantités de méthane avec des impacts probables à long terme sur les concentrations de radicaux hydroxyles et la capacité de photo-oxydation mondiale.

Le méthane contribue directement à la perte chimique de l'ozone stratosphérique, et aussi indirectement (comme d'autres GES) en réchauffant la troposphère et en refroidissant la stratosphère [397, 398]. Les sources naturelles de CH4 sont susceptibles d'augmenter à l'avenir en raison du changement climatique. Parmi les autres sources naturelles, les écosystèmes arctiques sont de grandes sources de CH4 encore mal connues et subissent des changements rapides, notamment la fonte de la glace de mer, le dégel du pergélisol sous-marin, les hydrates de méthane et les sols de pergélisol avec la formation de lacs thermokast [ 399 400 401 402 403 404] (section 6.4). À la suite du dégel du pergélisol, les gisements de carbone vieux de plusieurs siècles deviennent biodisponibles et subissent une minéralisation microbienne [404]. Les taux d'émission de CH4 de l'Arctique et d'autres environnements naturels dépendent des taux de production et de consommation de méthane par les micro-organismes producteurs de méthane et oxydant le méthane, respectivement, qui sont affectés par la température et d'autres facteurs environnementaux [405, 406]. Le méthane joue un rôle critique dans la détermination des concentrations troposphériques d'OH (plus de CH4, moins d'OH) et donc de la capacité de nettoyage troposphérique (section 7.5).

7.7. Les émissions de substances halogènes à très courte durée de vie augmentent et elles agissent comme une source d'espèces halogènes réactives dans la troposphère et la stratosphère.

Les concentrations atmosphériques de substances halogènes anthropiques à très courte durée de vie (VSLs) ont augmenté [407] et les VSLs biogènes devraient augmenter en raison du changement climatique [407, 408]. Par exemple, les émissions de CHBr3 de l'océan devraient augmenter de 31% entre 2010 et 2100 dans un scénario d'émissions élevées de GES [407]. Les VSLs anthropiques et biogènes ne sont pas contrôlées par le Protocole de Montréal, mais elles peuvent atteindre la stratosphère où elles forment des espèces halogènes réactives qui contribuent à l'appauvrissement de l'ozone [407, 409, 410, 411, 412]. La contribution du VSL chloré au chlore stratosphérique total est passée d'environ 2% en 2000 à environ 3,4% en 2017, reflétant la croissance des rejets de VSLs et la diminution des concentrations d'halocarbures à vie longue [409]. La contribution des bromocarbures à très courte durée de vie à la charge totale de brome stratosphérique est plus élevée (~ 25%) [412]. Dans la troposphère, l'oxydation des VSLs par l'OH produit des espèces halogènes réactives qui agissent comme oxydants des polluants troposphériques, par exemple le mercure et l'ozone [359]. Les espèces halogènes réactives produites à partir de VSLs naturels appauvrissent environ 13% de l'ozone troposphérique dans le climat actuel [359]. Par conséquent, les espèces halogènes réactives réduisent les concentrations d'ozone dans la troposphère et la stratosphère.

7.8. L'acide trifluoroacétique continue d'être trouvé dans l'environnement, y compris dans les régions éloignées, mais pas à des concentrations susceptibles d'avoir des conséquences toxicologiques néfastes.

L'acide trifluoroacétique (TFA) se trouve dans l'environnement sous forme de sel, avec une concentration sans effet observé (CSEO) pour les espèces aquatiques, qui est généralement  $> 10\,000\ \mu\text{g} / \text{L}$  [413]. Le TFA est produit par la dégradation environnementale de plusieurs hydrofluorocarbures (HFC) et hydrofluorooléfines (HFO) (Fig.12). L'analyse de 1187 échantillons d'eau de pluie recueillis dans huit endroits à travers l'Allemagne en 2018-2019 [414] a montré une concentration médiane et moyenne pondérée en fonction des précipitations de TFA de  $0,210\ \mu\text{g} / \text{L}$  et  $0,335\ \mu\text{g} / \text{L}$ , respectivement. La concentration maximale mesurée était de  $57\ \mu\text{g} / \text{L}$ . Les auteurs ont signalé une variation saisonnière du flux d'AGT avec des dépôts plus importants en été qu'en hiver. Le flux était significativement corrélé à l'intensité globale du rayonnement solaire, indiquant que l'OH produit par la lumière du soleil contribuait à la dégradation des précurseurs du TFA, très probablement des réfrigérants rejetés dans l'atmosphère. Un autre article récent faisait état de TFA [et d'autres substances perfluoroalkyles contenant  $> 2$  atomes de carbone (PFAS) Note de bas de page 4] dans des précipitations de l'ordre du  $\mu\text{g} / \text{L}$  dans 28 villes de la Chine continentale [415]. La variation spatiale et temporelle des concentrations de TFA était importante ( $0,0091\text{--}1,8\ \mu\text{g} / \text{L}$ ), mais ces résultats sont cohérents avec les observations antérieures incluses dans les évaluations quadriennales du PAEE [416 417 418 419 420 421]. Des résidus de TFA et d'autres PFAS à chaîne courte (C3-C4) ont également été mesurés dans les carottes de neige de l'Arctique [422]. Voir la Ressource en ligne (Matériel supplémentaire 1), Tableau 1S, pour des informations sur la toxicité des PFAS avec  $> 2$  carbones). Des carottes de glace ont été recueillies à deux endroits en haute altitude au Nunavut: la calotte glaciaire du Devon et le mont. Champ de glace d'Oxford. Ces carottes étaient respectivement datées de 1977 à 2015 et de 1967 à 2017 et ont fourni un bon historique des dépôts de TFA en relation avec le passage des hydrochlorofluorocarbures, qui ne se décomposent pas pour former du TFA, aux HFC et HFO, qui le font. Les tendances des concentrations avec la profondeur dans les carottes étaient similaires dans les deux emplacements. Les concentrations maximales d'AGT dans les carottes de glace étaient inférieures à la concentration moyenne signalée dans les eaux marines [423]. Ainsi, même la fonte complète des 15 m supérieurs de la calotte glaciaire arctique n'augmenterait pas les concentrations de TFA dans les eaux marines. Au lieu de cela, il diluerait la concentration de TFA dans les océans après le mélange complet. La distribution saisonnière des AGT et autres PFAS dans les carottes de glace n'a pas été signalée, mais on pourrait s'attendre à ce qu'elle soit plus importante en été qu'en hiver, comme indiqué ci-dessus pour les précipitations [414].

#### 7.9. D'autres sources de TFA, en plus des réfrigérants et des propulseurs qui relèvent du Protocole de Montréal, peuvent être plus importantes mais moins comprises.

Des émissions fugitives de TFA ont été signalées dans les décharges, les stations de transfert et les incinérateurs dans les endroits où les installations de fabrication produisent des produits chimiques fluorés [1]. Dans une étude menée par Wang et ses collègues [424], des échantillons d'air et de lixiviation d'eau d'un endroit recevant des déchets solides municipaux près de la ville de Tianjin en Chine ont été analysés pour le PFAS. Les échantillons d'air contenaient 20 PFAS à chaîne plus longue, mais les composés dominants étaient ceux avec 8, 10 et 12 atomes de carbone dans la chaîne. Le TFA, qui n'est pas volatil, n'a pas été détecté dans l'air. Les lixiviats contenaient 19 PFAS avec des chaînes carbonées de 2 à 10 de long, le composé dominant étant le TFA. On ne sait pas si les composés avec des longueurs de chaîne plus courtes étaient des produits de dégradation de composés à chaîne plus longue. Les concentrations d'AGT dans les lixiviats et les effluents des sites d'élimination des déchets étaient importantes; aucun TFA n'a été détecté sur un site, mais la concentration médiane de TFA dans les dix autres sites était de  $17\ \mu\text{g} / \text{L}$  avec une plage entre les sites de  $2$  à  $59\ \mu\text{g} / \text{L}$  [424]. Dans une autre étude, la distribution de TFA a été mesurée dans les environs de Jinan, la capitale de la province du Shandong, en Chine, qui est une région avec trois usines de fabrication de produits fluorés [425]. Les concentrations dans l'eau de rivière variaient de  $0,5$  à  $1,1\ \mu\text{g} / \text{L}$ , l'eau de source avait une concentration moyenne de  $1,8\ \mu\text{g} / \text{L}$ , l'eau du lac  $2,7\ \mu\text{g} / \text{L}$  et l'eau du robinet et de puits,  $0,25\ \mu\text{g} / \text{L}$ . Ces fortes concentrations indiquent une source locale et ces sources industrielles ne sont pas suivies de la même manière que pour les composés contrôlés par le Protocole de Montréal. À l'heure actuelle,

il n'est même pas possible d'estimer leur contribution au montant global. Cependant, si les concentrations de TFA dans les océans commençaient à augmenter, les émissions totales pourraient être estimées et, par conséquent, la contribution de ces autres sources pourrait être mieux estimée par rapport aux frigorigènes et propulseurs.

7.10. Les concentrations actuelles de sels de TFA et de composés apparentés dans le sol et les eaux de surface ne présentent pas de risques d'effets nocifs sur les plantes et les animaux aquatiques et terrestres.

Les mesures historiques et actuelles des AGT dans le sol et les eaux de surface indiquent des risques de minimis par rapport aux concentrations sans effet (CSEO) dans les essais en laboratoire et sur le terrain [413]. Aucune des deux nouvelles études sur l'absorption de sels de TFA par les plantes n'a signalé d'effets nocifs sur le blé, le maïs et le peuplier [426, 427]. La concentration mesurée de TFA dans les pousses de blé (116 mg / kg, estimée à  $116 \times 103 \mu\text{g} / \text{L}$ ) [427], est dix fois supérieure à la CSEO pour les plantes aquatiques mesurée sur le terrain [428]. Cela indique que les plantes terrestres sont probablement moins sensibles aux AGT que les plantes aquatiques. Les concentrations médianes de TFA signalées dans les carottes de glace du Devon et du mont. Les calottes glaciaires d'Oxford étaient de  $0,021 \mu\text{g} / \text{L}$  et  $0,009 \mu\text{g} / \text{L}$ , respectivement, et le maximum mesuré dans les deux sites était de  $0,15 \mu\text{g} / \text{L}$  [422]. Par rapport à la CSEO pour les plantes aquatiques, cela fournit une marge d'exposition de 570 000 pour la plus grande médiane et de 80 000 pour la valeur maximale. Bien que l'on ne s'attende pas à ce que les plantes poussent dans ces endroits froids, cela indique que ces concentrations posent un risque de minimis pour les plantes aquatiques et autres plantes et animaux également. Il est à noter que Pickard et al. [422] a prétendu à tort que le TFA était toxique pour les plantes et a cité un examen [413] à l'appui de cette déclaration. Ce n'était pas la conclusion de la revue, mais pour aggraver l'erreur, le communiqué de presse de l'Université d'Edmonton [429] a propagé des informations erronées en citant l'auteur principal en déclarant que «certaines ont été jugées hautement toxiques pour les plantes», se référant vraisemblablement au TFA car ils ne présentent aucune donnée de toxicité sur les autres composés qu'ils ont trouvés dans les noyaux. Il n'y a aucune base scientifique pour cette conclusion et les risques liés aux rejets actuels et futurs d'AGT provenant de l'utilisation de précurseurs fluorés réglementés par le Protocole de Montréal pour les plantes aquatiques et terrestres sont de minimis [1, 413, 421].

7.11. Les humains pourraient être exposés aux AGT via l'eau potable et la nourriture, mais il n'y a aucune preuve à ce jour d'effets néfastes sur la santé.

Les sels de TFA présentent une faible toxicité aiguë pour les mammifères dans des conditions liées à l'exposition environnementale (examiné dans la réf. [413]). Cependant, du TFA a été trouvé dans le sang des humains [430]. Dans cette étude, des échantillons de sérum ont été collectés auprès de 252 participants du personnel et des travailleurs de soutien de l'Université Nankai à Tianjin, en Chine, un endroit proche des usines chimiques fabriquant des produits chimiques fluorés. Vingt et un PFAS, dont le TFA, ont été quantifiés dans le sérum. Deux marqueurs de la glycémie ont également été mesurés chez ces participants pour examiner les liens potentiels entre les expositions aux PFAS et la maladie. Le TFA a été détecté dans 97% des échantillons avec une concentration médiane de  $8,46 \mu\text{g} / \text{L}$ . Les concentrations étaient significativement élevées ( $P < 0,05$ ) chez les participants de plus de 40 ans et les AGT représentaient 17,2% ( $p / p$ ) du total des PFAS. Lorsque les données ont été ajustées pour les facteurs de confusion potentiels, aucune association ( $P = 0,09$ ) n'a été observée pour la concentration de TFA dans le sérum et les taux de glucose à jeun ou HbA1C (un marqueur du diabète) dans le sérum ( $P = 0,1$ ). Cependant, des associations significatives ont été observées pour plusieurs autres PFAS à chaîne plus longue. Cette étude semble avoir été la première à mesurer les TFA dans le sang des humains en relation avec les expositions environnementales, il n'est donc pas possible de comparer ces résultats avec ceux d'autres endroits. La source d'exposition au TFA n'a pas été identifiée mais d'autres ont signalé la présence de PFAS dans la zone mais n'ont pas inclus le TFA comme analyte [431].

Il est possible que le TFA observé dans le sang humain ne soit pas seulement dû à une exposition directe au TFA, mais aussi au résultat de la dégradation métabolique d'un ou plusieurs des PFAS à chaîne plus longue. Comme indiqué ci-dessus, les mesures de TFA dans les lixiviats et les effluents des sites d'élimination des déchets à Tainjin ont signalé des concentrations de TFA de 2 à 59 µg / L [424], ce qui suggère des sources possibles de contamination par les eaux souterraines et de surface. Les concentrations dans le sérum sont supérieures à ce à quoi on pourrait s'attendre pour un composé polaire qui est facilement excrété par les mammifères. Le TFA est également formé à partir du métabolisme des anesthésiques halothane et desfluorane chez l'homme. La demi-vie d'excrétion des TFA du métabolisme des anesthésiques chez l'homme a été de 16 h [432]. D'autres ont montré des taux d'excrétion similaires chez les adultes [433] et les enfants [434] où la demi-vie des AGT variait de 10 à 59 h. Dans l'étude sur le métabolisme du desfluorane chez l'homme [433], la concentration maximale moyenne de TFA dans le sérum était de  $43 \pm 19$  µg / L, soit environ cinq fois la concentration médiane rapportée dans Duan et al. étude [430]. D'autres études à Tianjin et dans d'autres localités permettraient d'éclairer la découverte inattendue d'expositions environnementales importantes et / ou d'accumulation apparente d'AGT chez l'homme.

## **8. Dommage matériel.**

Une large gamme de matériaux régulièrement exposés au rayonnement solaire UV pendant l'utilisation subit une photodégradation lente entraînant une perte progressive de leurs propriétés utiles. Le changement climatique peut modifier les conditions climatiques extérieures affectant les taux de dégradation et donc la fragmentation des matériaux. Ces matériaux comprennent le bois, les plastiques, les fibres textiles et les revêtements organiques, où les dommages peuvent aller de changements esthétiques tels que la décoloration à la fissuration de la surface qui affecte l'intégrité mécanique du matériau. Souvent, la durée de vie utile à l'extérieur des systèmes et des composants qui intègrent ces matériaux (par exemple, les panneaux photovoltaïques, les matériaux de construction et le mobilier d'extérieur) est déterminée par leur taux de dégradation sous l'exposition aux rayons UV solaires. Les dommages induits par les UV solaires peuvent généralement être contrôlés par la sélection judicieuse de matériaux résistants aux UV pour une utilisation en extérieur, en utilisant des stabilisateurs de lumière à haute efficacité dans les plastiques et en employant des revêtements de surface sur le bois qui absorbent ou diffusent le rayonnement UV. Les technologies émergentes suggèrent que l'utilisation de charges absorbant les UV à l'échelle nanométrique soit des additifs particulièrement efficaces à cet égard. Une application importante de ces charges nanométriques est dans les fibres textiles pour obtenir des tissus avec des facteurs de protection ultraviolets très élevés pour une utilisation dans des vêtements de protection.

Les considérations de durabilité (ODD 17.14) dans l'industrie des plastiques encouragent l'utilisation de nouveaux additifs «verts», y compris des stabilisants dérivés de la biomasse, à la fois dans la technologie des polymères et dans les revêtements du bois. La manière dont ces nouveaux additifs «verts» affecteront la stabilité aux UV de la matrice en plastique ou des revêtements dans lesquels ils sont composés est toujours à l'étude. Une conséquence de la dégradation extensive par le rayonnement UV solaire des déchets plastiques est la génération de microplastiques, dont une fraction pénètre dans la biomasse marine par ingestion, affectant la santé de l'écosystème (Fig. 14; ODD 6.3, 12.4–5, 14.1). L'étude de la formation des microplastiques et l'élaboration de stratégies pour réduire leur abondance dans l'environnement, en particulier l'écosystème marin, est une priorité de recherche élevée et est en cours.

Cette section évalue les recherches récentes dans les domaines susmentionnés, en se concentrant en particulier sur les technologies d'atténuation émergentes et les enquêtes pertinentes aux

engagements du Protocole de Montréal et de ses amendements. Un accent particulier est mis sur la dégradation par les rayons UV solaires et la stabilisation des matériaux.

#### 8.1. Les extraits de bois offrent des alternatives durables prometteuses aux stabilisateurs UV conventionnels dans les revêtements et les composites bois-plastique.

Les préoccupations concernant la durabilité ont encouragé l'utilisation de stabilisants UV «verts» dans les produits en bois et en plastique, cherchant à réduire la toxicité associée aux stabilisants conventionnels qui contaminent invariablement l'environnement. L'utilisation d'extraits d'écorce et de bois ainsi que de lignines comme stabilisants UV est une tendance qui a été récemment signalée [436 437 438 439]. De nouvelles recherches confirment le phénomène général et étendent les résultats à plusieurs autres espèces de bois. Les extraits d'écorce de bois sont riches en polyphénols qui comprennent des tanins condensés et des flavonoïdes, qui sont particulièrement bons absorbeurs de rayonnement UV et piègeurs de radicaux libres. Le bois de pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) a été stabilisé avec succès avec des extraits d'écorce de sapin chinois (*Cunninghamia lanceolata*), utilisés à 2% en poids dans les revêtements de bois polyuréthane-acrylate [440]. Lors d'une exposition accélérée à un rayonnement UV allant jusqu'à 960 h, les revêtements avec des extraits d'écorce utilisant de l'éthanol ont réduit la décoloration à environ 65% de celle des surfaces de bois témoins. Une solution à 1% en poids des produits d'extraction du bois de *Phoebe zhennan* avec des solvants polaires a complètement absorbé le rayonnement solaire UV-A et UV-B dans des études en laboratoire [441]. Des films de protection UV en poly (acide lactique) avec 24% en poids d'extrait de bois ont filtré tous les UV-B et 80% des rayons UV-A. Plusieurs stabilisants d'extraits d'écorce d'espèces d'aulne et de pin à une concentration de 5% dans des revêtements à base d'alkyde sur le pin sylvestre ont été comparés à des stabilisants UV commerciaux, notamment des stabilisants UV triazine et des stabilisants à la lumière amine encombrée (HALS) [442]. Après plus de 2000 h de vieillissement en laboratoire, la meilleure protection était assurée par les stabilisants naturels.

Ces stabilisants peuvent également être utilisés avec des composites bois-plastique qui subissent une décoloration et une perte d'intégrité mécanique induites par les UV similaires en cas d'exposition aux rayons UV solaires [443]. Les extraits d'écorce de Western Red Cedar à 2% en poids mélangés dans le composite bois-plastique ont donné environ 20% de décoloration en moins ainsi que des fissures de surface et une dégradation chimique moins sévères, comme indiqué par la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier après 1200 h d'altération accélérée [444]. Dans les composites bois et bois-plastique, la tendance à passer à des stabilisants UV «verts» durables a une valeur environnementale significative si elle est également réalisable sur le plan économique.

#### 8.2. Les lignines à l'échelle nanométrique provenant d'une source durable, dérivées de déchets agricoles, servent d'additifs de protection contre les UV dans les revêtements de fibres textiles et dans les films plastiques.

Les lignines des essences de bois sont structurellement riches en chromophores qui absorbent le rayonnement UV solaire incident dans la gamme de longueurs d'onde 290–400 nm et peuvent, par conséquent, fonctionner efficacement comme absorbeurs d'UV dans les films polymères de protection UV [445, 446]. La chimie détaillée de la composition phénolique des lignines, cependant, est spécifique à l'espèce et les résultats de la recherche ne peuvent pas être généralisés pour les lignines dérivées de différentes sources de biomasse. Même des suspensions aqueuses de lignine et d'argile [445] ou de gélatine [447, 448] sans aucun polymère synthétique ajouté peuvent être transformées en d'excellents biofilms protecteurs contre les UV.

L'efficacité des lignines dérivées de la biomasse des déchets comme agents de protection contre les UV dans les applications textiles a été rapportée. Extraites des déchets de coquilles d'arachide, les lignines appliquées à la surface de la fibre de laine naturelle à un niveau de 5% en poids ont augmenté

le facteur de protection contre les ultraviolets (UPF) de la fibre native d'environ 6 à 700–1650 [449]. Lignine dérivée de la noix de coco, lorsqu'elle est utilisée au même poids, la fraction dans les films de polymère acrylique a réduit leur transmission UV de 45% à aussi bas que 0,8%, mais avec une perte de transparence associée de 90 à 26% [450]. Les lignines nanométriques sont des absorbeurs d'UV particulièrement supérieurs en raison de leur surface spécifique élevée. Les déchets de tige de coton, après une dégradation microbienne partielle, ont donné environ 45% en poids de nano-lignine qui a été utilisée comme revêtements sur les fibres de coton et de lin pour améliorer leur stabilité aux UV. Les revêtements ont augmenté la valeur UPF native (~ 30 pour le coton et ~ 25 pour le lin) d'un facteur d'environ 5 [451]. Un UPF élevé a également été obtenu pour les films nanocomposites de poly (alcool vinylique) (PVA) réticulés avec une charge de 50% de lignine [452].

Avec la demande croissante de fibres protectrices contre les UV dans le monde, les lignines peuvent servir de matériau de revêtement textile durable. Alors que la lignine est considérée comme un stabilisant UV économique et écologique, sa chimie étant dépendante de l'espèce, son utilisation à grande échelle nécessite la standardisation de la composition de la nanolignine [453] et l'approvisionnement en biomasse de qualité constante.

### 8.3. Le traitement au plasma peut inverser les effets néfastes des rayons UV dans le bois.

L'utilisation du plasma à pression atmosphérique (APP) pour modifier les surfaces en bois est bien connue pour augmenter l'affinité de la surface à l'eau (hydrophilie) en augmentant le rapport oxygène / carbone (O: C) dans le bois traité comme en témoigne le photoélectron aux rayons X études spectrales [454]. Cette augmentation du rapport [O: C] est en corrélation linéaire avec une énergie libre de surface plus élevée des essences de bois modifiées thermiquement, y compris l'aulne, l'aulne foncé, le frêne et le tremble [455]. En raison de la polarité accrue, le traitement APP se traduit par de meilleures propriétés d'adhérence des revêtements à base d'eau, par exemple sur le bois de hêtre [456] et des vernis ou vernis fonctionnels sur le mélèze, le sapin Douglas et le pin sylvestre [457]. Le bois exposé aux rayons UV solaires subit généralement une décoloration et une dégradation de surface qui réduisent sa force adhésive pour les revêtements [458, 459]. Il a été démontré qu'une nouvelle variante de la technologie APP a réussi à inverser les effets modérés de la dégradation de la surface due à l'exposition au rayonnement UV de *Fagus sylvatica* (bois de hêtre) [460].

Le bois de hêtre vieilli sous exposition à une source de xénon en laboratoire, lorsqu'il est ensuite traité par la nouvelle variante de l'APP, a montré une augmentation de la force d'adhérence jusqu'à 20%. Les surfaces d'échantillon traitées et pré-altérées ont montré une cinétique d'étalement plus rapide et un doublement de la zone d'épandage pour l'eau, en raison de l'augmentation de l'énergie libre de surface provenant du traitement au plasma. Cependant, le succès de la technique dépend de la variété du bois et, par exemple, n'a pas fonctionné avec du bois d'épicéa. De plus, avec le traitement au plasma du bois, l'hydrophilie qui en résulte peut favoriser la formation de biofilm de surface [461], ce qui dans certaines variétés de bois conduit à une biodégradation prématurée. Étant une technologie émergente, l'efficacité de l'APP modifiée n'a pas encore été validée dans un grand nombre d'essences de bois communes et le compromis en termes de contribution à la biodégradation doit encore être évalué. Il s'agit d'un développement important si l'approche peut améliorer de manière rentable le bois vieilli et ainsi réduire l'impact du rayonnement UV solaire sur la durée de vie des produits en bois utilisés dans l'industrie du bâtiment.

### 8.4. Les nanoparticules fixées à la surface des fibres textiles donnent des tissus efficaces contre les UV.

Une gamme de nanoparticules sont appliquées soit directement à la surface des fibres textiles, soit utilisées dans les revêtements de fibres pour augmenter leurs propriétés de protection contre les UV.

La plupart des recherches actuelles sur cette approche se concentrent sur les nanoparticules d'oxyde de zinc (ZnO) [462,463,464] et de dioxyde de titane (TiO<sub>2</sub>) [465,466,467,468,469]. Toutes les données rapportées confirment l'efficacité de cette approche pour augmenter l'UPF des tissus. Souvent, les nanoparticules utilisées sont sélectionnées pour d'autres améliorations de la qualité des fibres, telles que de meilleures propriétés antibactériennes ou une meilleure conductivité électrique, créant ainsi un tissu multifonctionnel [469 470 471 472]. D'autres oxydes métalliques, tels que les nanoparticules de NiOx dans les fibres de coton à détection de gaz [473] et les nanoparticules de SiOx dans le coton superhydrophobe [474, 475], sont utilisés pour obtenir des fonctionnalités spécifiques, bien qu'ils améliorent également les propriétés de protection contre les UV. L'oxyde de graphène [476] et les nanotubes de carbone à parois multiples [477] ont également été étudiés à cet égard.

La bande interdite optique des nanoparticules de ZnO (26 nm) dépend de la géométrie des particules et les particules en forme de bâtonnet présentent la valeur la plus élevée par rapport aux nanoparticules sphériques ou en forme d'étoile. Les nanorods de ZnO absorbent les rayons ultraviolets solaires ainsi que les rayons UV-B [464]. Pour le coton et le polyester, le revêtement de la fibre avec les nanorods a donné des valeurs UPF de 247. Une attention accrue doit être accordée au facteur de forme pour optimiser la protection UV résultante, en particulier à des concentrations de nanoparticules inférieures. Plutôt que de décorer la surface des fibres avec des particules de ZnO, les nanoparticules ont été uniquement cultivées in situ sur des fibres de coton après que des broches en polymère aient été greffées sur le coton [478]. Cela a donné des nanoparticules à la fois sur la surface externe et interne des fibres de coton creuses. Les nanoparticules offraient une très bonne protection contre les rayons UV, la valeur de l'UPF pour le tissu correspondant atteignant > 350. Alors que des valeurs UPF aussi basses que 50 sont considérées comme offrant une excellente protection UV, des valeurs élevées sont toujours souhaitables, car les valeurs UPF des tissus ont tendance à chuter avec les cycles de lavage.

#### 8.5. L'utilisation de polyoléfine thermoplastique comme encapsulant dans les modules solaires photovoltaïques peut augmenter leur durée de vie.

La majorité des défaillances dans les modules photovoltaïques (PV) impliquent la dégradation de l'encapsulant, le jaunissement des feuilles arrière ou le décollement des éléments en raison d'une défaillance de l'adhésif [479]. Dans une étude en coupe transversale d'une construction en sandwich stratifié collé patiné d'un module PV (verre / encapsuler / feuille arrière), en utilisant une imagerie par fluorescence résolue spatialement, les dommages causés par le rayonnement UV aux couches adhésives étaient disproportionnellement élevés [480]. Les copolymères d'éthylène et d'acétate de vinyle (EVA) sont couramment utilisés comme encapsulants dans les modules solaires photovoltaïques. Des études de vieillissement accéléré sur plusieurs copolymères EVA différents ont montré que ceux contenant 18 à 33% en poids de copolymère acétate de vinyle étaient les plus stables aux rayons UV solaires [481]. La dégradation encapsulante de l'EVA par le rayonnement UV solaire, telle qu'évaluée par FTIR, s'est avérée inhomogène, suggérant que l'intrusion d'oxygène et d'humidité des bords à l'intérieur des stratifiés régissait leur processus de dégradation [482]. Les progrès de la technologie photovoltaïque peuvent bénéficier d'adhésifs et d'encapsulants plus stables (ODD 7.A).

L'utilisation de polyoléfine thermoplastique (TPO) comme alternative à l'EVA comme encapsulant a été évaluée [483, 484] et s'est avérée avoir une stabilité thermique, une force adhésive et une résistance à la décoloration supérieures. Par exemple, la décoloration lors de l'exposition aux rayons UV était environ neuf fois plus lente dans le TPO que dans l'EVA, et peut également être plus facile à traiter. Bien que la recherche initiale sur le TPO soit prometteuse, les travaux de développement doivent valider davantage cette approche avant la commercialisation.

#### 8.6. Dans la photodégradation des polymères, les dommages varient linéairement avec la dose de rayonnement pour certains des modes de dommages seulement.

Les évaluations du vieillissement accéléré en laboratoire ont été couramment utilisées pour évaluer les taux de dégradation à l'extérieur des plastiques courants tels que le polyéthylène (PE) [485], le polypropylène (PP) [486, 487], les polycarbonates (PC) [488] et les polyesters (PET). [489, 490]. Ces procédures d'altération reposent sur une température élevée et une intensité lumineuse plus élevée par rapport aux expositions naturelles. Cependant, avec plusieurs autres variables telles que l'humidité, les polluants atmosphériques et l'abrasion par le sable agissant de concert pour influencer également les taux de dégradation sur le terrain, les données d'essais en laboratoire ne sont pas toujours bien corrélées avec les données d'exposition extérieure.

Dans de telles études, les photo-dommages sont supposés être une fonction linéaire de la dose de rayonnement (ou du produit de l'intensité et de la durée de l'exposition). Lorsque des niveaux plus élevés de rayonnement UV sont utilisés pendant des durées plus courtes dans des expositions accélérées en laboratoire, il est important de s'assurer que cette linéarité est maintenue. Avec le polycarbonate (PC), le poly butylène téréphtalate (PBT) et le styrène-acrylonitrile (SAN), les études d'exposition accélérée montrent que les propriétés sélectionnées changent linéairement avec la dose de rayonnement [488]. D'autres polymères tels que le polyéthylène haute densité (PEHD), cependant, montrent une dépendance de la dose de rayonnement UV sur l'augmentation de la cristallinité de surface, mais pas sur les changements de résistance ou de rigidité apparente [485]. Le même manque de dépendance linéaire pour certaines des propriétés a été signalé pour les photodommages du poly (éthylène téréphtalate) [PET] [489, 490] ainsi que pour le HDPE [491] dans le vieillissement accéléré. Il est essentiel d'établir la dépendance des dommages à la dose pour les propriétés individuelles d'intérêt.

#### 8.7. Des modèles et des procédures de test améliorés permettent de mieux prédire la durée de vie des matériaux en service extérieur.

L'estimation de la durée de vie des matériaux utilisés à l'extérieur sous de multiples facteurs de stress environnementaux, en particulier le rayonnement UV solaire et la température ambiante, est essentielle pour développer des stratégies visant à améliorer leur durée de vie actuelle malgré les changements dans l'environnement du rayonnement UV et le climat mondial (ODD 9.4). Cela nécessite des procédures fiables de vieillissement accéléré en laboratoire qui estiment la durabilité dans des conditions d'exposition spécifiques ainsi que de bons modèles de durée de vie qui donnent de bonnes estimations de la durée de vie des services à partir des données de vieillissement [492]. Cependant, l'accélération des photo-dommages en laboratoire doit garantir que les longueurs d'onde et les intensités de rayonnement utilisées atteignent les mêmes mécanismes de dégradation que l'exposition solaire [489, 493].

Des travaux récents se sont concentrés sur deux approches de modélisation: (1) Un modèle qui consiste en une série de termes, généralement un pour chaque facteur de stress environnemental, suivant généralement le comportement observé pour ce facteur de stress (par exemple, température avec le modèle d'Arrhenius; voir les versions récentes dans par exemple, [489, 490, 493, 494]. Le défi de cette approche consiste à interpréter les effets d'interaction entre différents facteurs de stress environnementaux (par exemple, la température et l'humidité peuvent avoir un effet synergique). (2) Une deuxième approche consiste à utiliser le bayésien statistiques ainsi qu'une base de données de constantes de vitesse obtenues dans des conditions de contraintes multiples spécifiques (par exemple, une température, une humidité contrôlées, en fonction de la dose de rayonnement UV) pour construire le modèle. L'avantage de cette dernière méthode est qu'elle permet les effets d'interaction entre différents facteurs de stress environnementaux à prendre en compte. Si cette approche permet de prédire le comportement extérieur avec un degré d'incertitude connu, elle est dépourvue de tout aperçu du comportement du matériau. Cette approche a été démontrée avec succès avec du

polyéthylène (PE) sans stabilisant (aucun additif pour obtenir une dégradation rapide), le plastique le plus volumineux utilisé dans le monde. L'étude en question était basée sur le vieillissement accéléré en laboratoire simulant les conditions d'exposition sur le terrain en Floride, aux États-Unis [495, 496]. Ces deux approches sont pertinentes et seront nécessaires pour réaliser pleinement le potentiel de la modélisation de prévision de la durée de vie des matériaux utilisés à l'extérieur.

## **9. Liens entre le COVID-19, le rayonnement UV solaire et le Protocole de Montréal.**

La maladie à coronavirus 2019 (COVID-19) est une maladie infectieuse causée par le coronavirus 2 du syndrome respiratoire aigu sévère (SRAS-CoV-2). Il a été identifié pour la première fois en décembre 2019 en Chine et a entraîné une pandémie affectant le monde entier, obligeant les gouvernements à prendre des mesures pour atténuer la propagation du virus. Cette section contribue à l'ODD 3 et évalue les liens entre le COVID-19, le rayonnement UV solaire et le Protocole de Montréal. L'accent est mis sur la mesure dans laquelle le rayonnement UV solaire peut désactiver les particules de SRAS-CoV-2 qui contaminent les surfaces extérieures. C'est la voie de transmission la plus pertinente qui est potentiellement affectée par le Protocole de Montréal: en empêchant de fortes augmentations des rayons UV-B nocifs (section 2.7), le Protocole de Montréal a également modifié le rayonnement UV-B germicide disponible du soleil.

Selon les évaluations de l'Organisation mondiale de la santé [497], du Centre européen de prévention et de contrôle des maladies [498] et des Centers for Disease Control and Prevention des États-Unis [499], le COVID-19 est principalement transmis de personne à personne par de grosses gouttelettes respiratoires et les aérosols (petites gouttelettes de diamètre  $\leq 5 \mu\text{m}$  [500]) générées par la respiration, les éternuements et la toux. Le rôle relatif des grosses gouttelettes par rapport aux aérosols n'est toujours pas clair, mais les aérosols contenant des virus peuvent pénétrer plus profondément dans les poumons [500]. La transmission indirecte par des fomites (définis comme des objets inanimés porteurs d'agents pathogènes) qui ont été contaminés par des sécrétions respiratoires est considérée comme possible [501], bien qu'à ce jour, elle n'ait pas été documentée de manière concluante [498].

Le rayonnement solaire UV-B est l'un des facteurs affectant la durée de vie du SRAS-CoV-2 sur les surfaces contaminées par le virus ainsi que dans les gouttelettes respiratoires. Les temps d'inactivation (supérieurs à 10 min, comme indiqué ci-dessous) sont considérés comme trop longs pour se protéger contre la transmission chez les personnes qui se trouvent à proximité de l'extérieur [502]. La distinction entre la transmission par gouttelettes respiratoires et les fomites est difficile à discerner car les personnes qui entrent en contact avec des surfaces potentiellement infectieuses ont souvent aussi un contact étroit avec un individu infectieux. Pourtant, la transmission fomite est considérée comme un mode de transmission possible pour le SRAS-CoV-2, étant donné les résultats cohérents sur la contamination environnementale à proximité des cas infectés [501] et le fait que d'autres coronavirus et virus respiratoires peuvent transmettre de cette manière [497, 503]. Au moment de la rédaction de cet article (septembre 2020), il n'est pas possible de fournir des chiffres exacts sur la prévalence des différentes voies de transmission. Par exemple, il n'y a pas d'estimations fiables sur les infections résultant de l'exposition aux gouttelettes respiratoires par rapport à la transmission fomite.

Une revue récente ([504] et les références qui y figurent) a trouvé très peu d'exemples de transmission extérieure du COVID-19 dans des situations de la vie quotidienne parmi ca. 25000 cas examinés, et les auteurs ont conclu que l'environnement extérieur présente un très faible risque de transmission du COVID-19. Par exemple, dans une analyse des flambées de COVID-19 en Chine impliquant 1245 cas confirmés et 318 flambées, une seule flambée avec deux cas a pu être attribuée à une transmission à l'extérieur [505]. Ces études corroborent l'opinion actuellement répandue selon laquelle la plupart des transmissions se produisent à l'intérieur où il n'y a pratiquement pas d'exposition au rayonnement solaire UV-B.

D'autres sujets abordés dans cette section comprennent la relation entre la concentration du marqueur de vitamine D dans le sérum, 25 (OH) D, et / ou l'exposition au soleil sur l'incidence ou la gravité du COVID-19; l'effet de la pollution atmosphérique sur l'état de santé du COVID-19; l'effet du ralentissement économique résultant de la pandémie sur la pollution de l'air et le rayonnement UV à la surface; et les effets potentiels des changements du rayonnement UV résultant des mesures prises pour contrôler la pandémie de COVID-19 sur les écosystèmes terrestres et l'eau potable.

#### 9.1. Les particules de SARS-CoV-2 peuvent rester viables sur les surfaces pendant plusieurs jours, leur durée de vie dépendant du matériau de surface et de la température ambiante

Plusieurs études ont montré que les particules de SRAS-CoV-2 peuvent rester viables sur des surfaces poreuses et non poreuses pendant plusieurs jours [506 507 508 509 510]. Des virus infectieux ont été récupérés sur des surfaces en plastique, en verre et en acier inoxydable après 3 jours [506], 7 jours [507] et 28 jours [508]. Les virus restent viables sur les billets entre 4 [507] et jusqu'à 28 jours lorsque la température ambiante est maintenue à 20 ° C [508]. Sur la couche externe d'un masque chirurgical, les virus infectieux peuvent survivre jusqu'à 6 jours après la contamination. L'augmentation de la température ambiante réduit considérablement la capacité de survie des particules virales sur toutes les surfaces à aussi peu que 24 h à 40 ° C [508]. Comme nous le montrons ci-dessous, ces longues durées de vie des particules de SRAS-CoV-2 diminuent considérablement lors de l'exposition aux rayons UV-C et UV-B. De même, une certaine désactivation par rayonnement UV-A ne peut actuellement pas être exclue [511]. La recherche sur les durées de vie se concentre sur les surfaces intérieures et principalement dans les établissements de santé [512 513 514] où aucun rayonnement solaire UV-B n'est présent et où des routines de désinfection biocide rigoureuses sont suivies.

Nous notons que la plupart des expériences sur la survie des coronavirus humains sur les fomites (par exemple, [506]) ont utilisé un grand nombre de particules virales viables (par exemple, 104 à 106 par millilitre de milieu de collecte), ce qui a abouti à des concentrations de virus qui auraient pu être irréaliste par rapport à ceux des gouttelettes dans des situations réelles [515]. Par conséquent, la charge virale en fomites provenant d'individus infectés peut être insuffisante pour provoquer un taux élevé d'infection.

#### 9.2. Le rayonnement UV-C provenant de sources de lumière artificielle est couramment utilisé pour la désinfection et sa propriété germicide le rend beaucoup plus efficace que le rayonnement solaire UV-B.

Le rayonnement UV a été utilisé comme désinfectant dans un grand nombre de situations depuis la fin des années 1800 [516], y compris pour la purification de l'eau, de l'air, des aliments, des surfaces de travail et dans des expériences en laboratoire [517,518,519,520,521, 354]. Plus récemment, il a également été utilisé comme outil de désinfection contre des agents pathogènes, notamment le SRAS-CoV-2 [522]. Le rayonnement UV-C est un désinfectant plus efficace que le rayonnement UV-B [523]. Cependant, le rayonnement solaire UV-C est filtré par l'atmosphère terrestre, laissant l'effet germicide potentiel sur la partie UV-B du rayonnement solaire atteignant la surface de la Terre.

L'effet germicide du rayonnement UV solaire dépend de nombreux facteurs, ce qui entraîne une large gamme de temps d'inactivation possibles entre quelques minutes et plusieurs heures.

Alors que l'effet de la lumière du soleil sur la survie des particules virales déposées sur les fomites est significatif, nous soulignons que cette inactivation a probablement un effet négligeable sur la progression de la pandémie COVID-19: les preuves disponibles suggèrent que la transmission fomite à partir de surfaces extérieures est l'une des les voies de transmission les moins importantes [504]. Comme le COVID-19 est apparu il y a moins de 10 mois au moment de la rédaction de cet article, la recherche sur l'effet germicide du rayonnement solaire sur les virus du SRAS-CoV-2 est encore

incomplète. Nous évaluons l'état actuel des connaissances sur ce sujet, qui évolue rapidement. Le contexte théorique est fourni dans la ressource en ligne (documentation supplémentaire 2).

À ce jour, quatre études ont estimé le temps d'inactivation  $t_{10}$ , qui est défini comme le temps qui réduit le nombre de virus SRAS-CoV-2 viables à 10% de son nombre initial lors d'une exposition aux rayons UV solaires [502, 524, 525, 526]. Ratnesar-Shumate et coll. [524] ont utilisé un simulateur solaire pour déterminer  $t_{10}$  pour les particules virales du SRAS-CoV-2 qui ont d'abord été suspendues soit dans de la salive simulée ou un milieu de culture, puis séchées sur des surfaces en acier inoxydable. Le simulateur solaire a produit une irradiance spectrale ressemblant à des spectres solaires de midi à 40 ° de latitude N (par exemple, Philadelphie, Ankara, Pékin) pendant trois saisons: 21 juin (angle zénithal solaire, SZA de 16,5 °), 21 février (SZA = 50,6 °) et le 21 décembre (SZA = 63,4 °). Les temps d'inactivation  $t_{10}$  pour les particules virales incluses dans la salive étaient respectivement de 6,8, 8,0 et 12,8 min pour les trois spectres. Pour les virus enfermés dans le milieu de culture,  $t_{10}$  était environ deux fois plus long: 14,3 et 17,6 min pour les spectres simulés pour le 21 juin et le 21 février, respectivement.

En utilisant le même simulateur solaire, Schuit et al. [525] ont déterminé  $t_{10}$  pour les particules virales en aérosol. Pour les virus en suspension dans la salive, la  $t_{10}$  était de 7,5 et 19 min pour l'exposition aux spectres solaires simulés de midi pour le 21 juin (SZA = 16,5 °) et le 7 mars (SZA = 45,0 °), respectivement. Incertitudes sur les méthodes utilisées par Ratnesar-Shumate et al. [524] et Schuit et al. [525] sont discutés dans le document supplémentaire 2.

Sagripani et Lytle [526] et Herman et al. [502] ont utilisé une méthode plus indirecte pour estimer  $t_{10}$  basée sur la dose d'inactivation à 254 nm (une longueur d'onde dans l'UV-C produite par une lampe au mercure) et un «spectre d'action». Ce spectre quantifie l'efficacité biologique du rayonnement en fonction de la longueur d'onde et est utilisé pour calculer l'inactivation par le rayonnement UV solaire provenant de l'inactivation à 254 nm. Les deux études ont utilisé un spectre d'action développé il y a 15 ans [523]. Ce spectre est la moyenne des spectres de nombreuses espèces de virus, mais notamment sans inclure les coronavirus. La méthode indirecte permet de calculer  $t_{10}$  en fonction de la latitude, de la saison, de l'heure de la journée et de la colonne d'ozone totale (COT). La méthode et son incertitude sont expliquées plus en détail dans la documentation supplémentaire 2.

Sagripani et Lytle [526] calculent un  $t_{10}$  pour Philadelphie (39,9 ° N) de 22 min à midi au solstice d'été (21 juin), 38 min à l'équinoxe d'automne, 63 min à l'équinoxe de printemps et > 300 min à la solstice d'hiver (21 décembre). Les temps d'inactivation  $t_{10}$  calculés par Herman et al. [502] pour les virus adhérant à des fomites orientés horizontalement sous un ciel clair sont inférieurs à 8, 20 et 60 min pour SZA inférieurs à 20 °, 40 ° et 60 °, respectivement. Ces temps sont généralement inférieurs à ceux déterminés par Sagripani et Lytle [526], principalement en raison de la différence de dose d'inactivation à 254 nm supposée par les deux études.

Nous soulignons que les deux études indirectes utilisent le spectre d'action de Lytle et Sagripani [523], qui se termine à 320 nm. Par conséquent, les deux études supposent que les longueurs d'onde dans la région UV-A n'inactivent pas le SRAS-CoV-2. Cette hypothèse est cohérente avec les travaux de Darnell et al. [527] qui a démontré que le rayonnement UV-A n'endommage pas le SARS-CoV-1 (un virus similaire au SARS-CoV-2), mais contredit des travaux plus récents [511], suggérant que les UV-A contribuent à l'inactivation de SRAS-CoV-2. Il a également été démontré que les virus peuvent être endommagés par les peroxydes et autres espèces réactives de l'oxygène, qui sont créés par les rayons UV-A [528]. On n'a pas encore déterminé si un mécanisme similaire affecte également le SRAS-CoV-2. Si le SRAS-CoV-2 était effectivement sensible au rayonnement UV-A, les temps d'inactivation augmenteraient plus lentement avec le SZA comme résumé ci-dessus. Par conséquent, le rayonnement solaire serait efficace pour désactiver le SRAS-CoV-2 également à des latitudes supérieures à 60 ° où les études discutées ci-dessus indiquent des temps d'inactivation supérieurs à deux heures. Tant que

Le spectre d'action pour la désactivation du SARS-CoV-2 ne sera pas disponible, les temps d'activation aux grands SZA ou aux hautes latitudes restent incertains.

En général, le nombre de particules virales viables diminue de façon exponentielle lorsqu'elles sont exposées à un rayonnement germicide, ce qui implique que le temps  $t_1$  nécessaire pour réduire le nombre de particules virales viables à 1% du nombre initial est deux fois plus long que  $t_{10}$  (voir Matériel supplémentaire 2 ). En pratique, la différence de temps entre  $t_{10}$  et  $t_1$  peut être considérablement plus longue [526, 529, 530] car les virus dans un environnement réel sont incorporés dans une matrice de fluides corporels (par exemple, salive et mucus) ou d'objets étrangers, qui en partie protègent les virus de l'exposition. Des populations de virus en grappes peuvent également se protéger mutuellement de l'exposition aux rayonnements [531]. Par conséquent, il existe de grandes incertitudes dans l'extrapolation de  $t_{10}$  à  $t_1$  et au-delà (par exemple, 0,1% et 0,0001% de survie pour les niveaux de désinfection et de stérilisation, respectivement). Ceci est particulièrement le cas pour les particules virales qui sont incorporées dans des matériaux poreux, tels que des masques faciaux et des vêtements, ou autrement protégées contre les radiations.

En résumé, l'incertitude des temps d'inactivation pour le SRAS-CoV-2 est grande et dépend de nombreux facteurs, y compris les incertitudes des expériences utilisées pour déterminer les temps d'inactivation et la matrice dans laquelle le virus est intégré. Sur la base des études discutées ci-dessus [502, 524, 525, 526], nous concluons que 90% du virus SARS-CoV-2 sera inactivé par le rayonnement UV solaire dans les 4 à 20 min dans des conditions optimales pour  $SZA \leq 40^\circ$ . Ces temps deviendront considérablement plus longs pour  $SZA > 40^\circ$ , par temps nuageux, si les surfaces ne sont pas directement irradiées par la lumière du soleil, ou si les particules virales sont protégées de l'exposition solaire par d'autres moyens (absorption par le matériau de la matrice, dépôt sur un matériau poreux, ombre ). Ainsi, alors que le rayonnement solaire aide à désinfecter les surfaces ou les aérosols expirés contaminés par des particules de SRAS-CoV-2, on ne peut pas se fier à l'effet germicide du soleil en général et, en particulier, tôt et tard dans la journée, en hiver ou aux hautes latitudes, pendant toutes les saisons.

### 9.3. Le Protocole de Montréal a empêché l'augmentation du rayonnement UV solaire qui inactive les virus du SRAS-CoV-2, mais rien ne prouve que cette inactivation supplémentaire aurait eu un effet tangible sur la progression de la pandémie de COVID-19

Si le Protocole de Montréal a empêché les augmentations incontrôlables du rayonnement UV solaire [64, 532], il a également affecté le taux d'inactivation des agents pathogènes exposés aux rayons UV. Selon McKenzie et al. [64], le Protocole de Montréal a évité une augmentation des irradiances érythémales (coups de soleil) d'environ 20% entre le début des années 1990 et 2018 aux latitudes moyennes. Cette conclusion peut impliquer que les temps d'inactivation des virus SRAS-CoV-2 seraient environ 20% plus courts aujourd'hui si le MP n'avait pas été mis en œuvre, c'est-à-dire dans le scénario «Monde évité» [8]. Cependant, l'effet des modifications de l'ozone stratosphérique évitées par le Protocole de Montréal est d'un facteur 1,75 plus important pour les dommages à l'ADN [533] que pour les coups de soleil. (Le facteur d'amplification du rayonnement (RAF), qui est défini comme le changement fractionnaire relatif de l'irradiance UV efficace avec un changement fractionnaire du COT, est d'environ 2,1 pour les dommages à l'ADN et de 1,2 pour l'érythème [534]; le rapport de 2,1 et 1,2 est de 1,75) . À son tour, ce facteur peut impliquer que le Protocole de Montréal a réduit l'efficacité germicide du rayonnement UV solaire jusqu'à 35% (1,75 fois 20%). Le pourcentage réel est encore inconnu, car le RAF pour l'inactivation du SRAS-CoV-2 (qui a un ARN plutôt qu'un génome d'ADN) n'a pas encore été établi.

Étant donné que les informations pertinentes font encore défaut pour faire une évaluation exacte, nous estimons qu'en raison du Protocole de Montréal, les temps d'inactivation du SRAS-CoV-2 sont de 20% à 35% aujourd'hui par rapport au début des années 1990. Cependant, il est peu probable que cet

effet ait des conséquences tangibles sur les infections au COVID-19, car les transmissions par les fomites n'ont pas été documentées de manière concluante [498] et les infections extérieures sont l'exception [504, 505]. Nous concluons, sur la base des informations actuellement disponibles, que l'effet des actions induites par le Protocole de Montréal sur la progression du COVID-19 via son effet de modification des propriétés germicides du rayonnement UV solaire est soit faible, soit négligeable. Les résultats positifs et de grande portée de la mise en œuvre réussie du Protocole de Montréal pour la vie sur Terre (sections 2 à 7) l'emportent sur tout avantage potentiel de la désinfection par des quantités plus élevées de rayons UV solaires.

#### 9.4. Rayonnement ultraviolet, vitamine D et risque et gravité du COVID-19.

Les effets des rayons UV et / ou de la vitamine D sur le système immunitaire (section 3.10) suggèrent qu'ils peuvent influencer le risque ou la gravité du COVID-19. On pense que les cas graves de COVID-19 sont causés par une réponse immunitaire pro-inflammatoire hyper-réactive au SRAS-CoV-2 qui conduit à une défaillance multi-organes [535]. Chez la plupart des gens, les cellules du système immunitaire coordonnent leur réponse pour éliminer le virus et limiter les dommages causés à l'hôte. Les globules blancs (en particulier les cellules B) seront également activés pour produire des anticorps neutralisants contre le SRAS-CoV-2 qui, idéalement, fourniraient une protection à long terme contre le COVID-19. Bien qu'il soit trop tôt pour savoir si cette réponse immunitaire normale se produit chez les personnes infectées par le SRAS-CoV-2, une étude islandaise récente a montré que plus de 90% des personnes testées positives au virus avaient des anticorps, qui étaient toujours présents pendant au moins 120 jours après le diagnostic, sans diminution des taux [536].

Pour des raisons inconnues, chez environ 2% des personnes infectées, la réponse immunitaire est aberrante et incontrôlée; la «tempête de cytokines» qui en résulte produit des lésions tissulaires importantes. Le succès récent des anti-inflammatoires immunosuppresseurs (par exemple, la dexaméthasone) dans le traitement des cas graves de COVID-19 [537] met en évidence l'importance de la suppression immunitaire, même si l'exposition aux rayons UV immunomodulateurs ou l'amélioration du statut en vitamine D un effet bénéfique similaire reste incertain.

Certaines études, mais pas toutes, menées sur des populations plutôt que sur des individus soutiennent un rôle du rayonnement UV ou de la vitamine D sur la progression du COVID-19. Une étude de 88 pays a révélé que la proximité croissante de l'équateur était corrélée à des taux de mortalité plus faibles dus au COVID-19 [538]. Une deuxième étude internationale portant sur 359 pays ou régions au sein des pays a trouvé une corrélation négative significative entre l'indice UV maximal moyen pendant la période de l'étude et l'incidence du COVID-19 [539]. Deux études menées aux États-Unis suggèrent une réduction de l'incidence ou de la transmission dans les zones où le rayonnement UV ambiant est élevé [540, 541]. À l'inverse, une étude en Chine a révélé qu'aucun facteur climatique, y compris le rayonnement UV, n'était associé à l'incidence cumulative ou au taux d'infection du COVID-19 [542], et une étude en Espagne a trouvé une corrélation positive entre les heures d'ensoleillement quotidien et le COVID-19 incidence [543]. En outre, une étude indonésienne a trouvé une association positive entre les heures quotidiennes d'ensoleillement et la récupération du COVID-19, mais aucune association avec l'incidence ou la mort [544].

Ces études au niveau de la population doivent être considérées avec prudence, car il existe de nombreuses autres explications possibles de la variabilité inter-pays et interrégionale qui ne peuvent pas être contrôlées de manière adéquate. Les études observationnelles ne fournissent qu'un soutien limité pour un rôle de la vitamine D. Le National Institute for Health and Care Excellence (NICE) du Royaume-Uni a examiné les preuves disponibles en juin 2020, date à laquelle cinq études avaient été publiées. Alors que quatre études ont suggéré une association entre les concentrations de 25 (OH) D dans le sérum et le risque de COVID-19, les cinq études se sont avérées à haut risque de biais [545]. Plusieurs études ont été publiées depuis cette revue, mais celles-ci ont pour la plupart des limites

similaires, notamment un manque de tests simultanés pour l'infection au 25 (OH) D et au SRAS-CoV-2. Plusieurs études ont identifié une association possible entre un faible statut en vitamine D et un risque accru de COVID-19 [546 547 548]. Une étude utilisant des dossiers de santé électroniques anonymisés du système de santé de l'Université de Chicago a révélé que la carence en vitamine D dans l'année précédant le test était associée à la positivité du SRAS-CoV-2 [546]. Une analyse des données de la cohorte UK Biobank n'a trouvé aucune association entre la positivité du SRAS-CoV-2 et la concentration de 25 (OH) D dans le sérum, mais le 25 (OH) D a été mesuré beaucoup plus tôt que le moment où l'infection par le SRAS-CoV. eu lieu. Une vaste étude utilisant des dossiers de pathologie des États-Unis a observé que la concentration de 25 (OH) D mesurée dans l'année précédant le test du SRAS-CoV-2 était inversement associée à la positivité du virus, mais il n'y avait pas de contrôle pour les facteurs de confusion potentiels tels que l'indice de masse corporelle. ou comorbidités [546,547,548]. Une étude utilisant la 25 (OH) D déterminée génétiquement, plutôt que mesurée, n'a trouvé aucun lien avec la positivité du SRAS-CoV-2 ou une maladie grave à COVID-19, suggérant que les associations avec la vitamine D pourraient ne pas être causales [549].

Certaines études ont montré des associations avec des marqueurs de gravité de l'infection au COVID-19, tels que l'hospitalisation, l'admission dans des unités de soins intensifs ou critiques, le besoin de ventilation ou le décès [547, 550, 551]. L'ajustement pour les facteurs de confusion, tels que la fragilité, était variable et des essais cliniques sont nécessaires pour confirmer le rôle de la vitamine D dans la gravité du COVID-19. Un essai pilote (sans contrôle placebo) d'administration de 25 (OH) D chez 76 patients espagnols hospitalisés avec COVID-19 a révélé un risque nettement réduit d'admission en unité de soins intensifs dans le groupe d'intervention (1/50 patients (2%)) par rapport avec le groupe témoin (13/26 (50%)) [552] mais ce résultat suggestif doit être vérifié dans des essais contrôlés par placebo en double aveugle de plus grande envergure.

Compte tenu de la recherche d'un vaccin pour prévenir le COVID-19, il est important de déterminer s'il existe des preuves que l'exposition aux rayons UV, ou le statut en vitamine D, peut influencer la réponse à la vaccination. L'exposition aux rayons UV-B supprime à la fois la réponse immunitaire à médiation cellulaire et humorale (dirigée par les anticorps), qui sont toutes deux les cibles indirectes des nouveaux vaccins contre le SRAS-CoV-2. Cependant, ce domaine est complexe; la nature de la réponse immunitaire provoquée ainsi que la quantité et le moment de l'exposition aux rayons UV peuvent influencer tout impact sur l'efficacité du vaccin [553]. Les études de vaccination contre d'autres virus peuvent être informatives, mais il existe peu d'essais contrôlés randomisés. Dans une étude sur la vaccination contre l'hépatite B chez des recrues de l'armée britannique, un faible statut en vitamine D au moment de la vaccination était associé à une réponse vaccinale plus faible [554]. Cependant, ni la supplémentation en vitamine D ni l'exposition aux rayons UV simulés par le soleil n'ont influencé la réponse immunitaire [554]. Cette absence d'effet est conforme aux conclusions d'une méta-analyse antérieure du lien entre la vitamine D et la réponse au vaccin antigrippal, dans laquelle aucune association globale n'a été identifiée [555]. Compte tenu de la pandémie actuelle et, en fait, de l'influence des maladies infectieuses et de la santé et de la mortalité de la population en général, des informations supplémentaires sont nécessaires.

#### 9.5. Des études récentes suggèrent que la mauvaise qualité de l'air aggrave la gravité des problèmes de santé liés au COVID-19.

Les facteurs météorologiques associés à la propagation et à la gravité du COVID-19 ont été étudiés [556 557 558] et il semble qu'une mauvaise qualité de l'air soit associée à une détérioration de l'état de santé [559 560 561 562 563]. La qualité de l'air peut également être liée aux changements du rayonnement UV résultant de la pandémie (section 7.4). La corrélation entre la qualité de l'air et les résultats pour la santé est cohérente avec la notion de dommages respiratoires dus à la fois au COVID-19 et à la pollution atmosphérique, mais les méthodes utilisées dans ces études présentent des

faiblesses [559, 564], qui empêchent une évaluation quantitative du lien entre l'air pollution et mortalité par COVID-19.

#### 9.6. Le ralentissement économique résultant de la pandémie de 2020 a réduit la pollution par les particules, mais a augmenté l'ozone ambiant dans de nombreuses régions.

Les particules en suspension (PM<sub>2,5</sub>) ont généralement diminué pendant la pandémie de COVID-19, mais les concentrations d'ozone ambiant dans les régions polluées sont restées constantes, voire ont augmenté, en raison d'une réactivité photochimique accrue. Les réductions des émissions dues à la pandémie de COVID-19 montrent des effets similaires sur la qualité de l'air à ceux observés en raison des mesures de contrôle de la pollution au cours de la dernière décennie. Par exemple, les données sur la qualité de l'air ont été analysées à partir d'env. 1600 sites en Chine. La comparaison des données de janvier et février 2020 avec la même période en 2019 a montré une diminution générale des concentrations de CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> et PM<sub>2,5</sub>, tandis que l'ozone ambiant, qui est produit par voie photochimique, a augmenté [565]. Les mécanismes à l'origine de cette augmentation de l'ozone sont probablement similaires à ceux invoqués pour les observations à long terme et sont, en partie, liés aux changements du rayonnement UV. Des résultats similaires pour la Chine ont été trouvés par d'autres [566 567 567 568 569 570 571 572].

Des réductions des émissions de polluants ont été signalées pour de nombreux pays, par exemple le Brésil [573, 574], le Canada [575], l'Équateur [576], l'Inde [577, 578] et les États-Unis. [579]. Rodriguez-Urrego et Rodriguez-Urrego [580] ont comparé les concentrations de PM<sub>2,5</sub> avant et pendant la quarantaine pour 50 capitales du monde. Les réductions étaient les plus évidentes dans les villes qui ont mis en œuvre des mesures agressives pour empêcher la propagation du virus. Les observations satellitaires ont montré des diminutions du NO<sub>2</sub> [581] dans de nombreux pays, mais moins dans ceux qui ont des politiques COVID-19 moins strictes. Venter et coll. [582] ont analysé les observations satellitaires et les données de plus de 10 000 stations au sol, faisant état de fortes baisses de NO<sub>2</sub> et de PM<sub>2,5</sub> mais avec des augmentations marginales de l'ozone troposphérique. Ces observations et d'autres [583 584 585] fourniront un ensemble de données précieux pour évaluer et améliorer les modèles de qualité de l'air [388, 389]. Les enquêtes montrent que la plupart des gens ont perçu une amélioration substantielle de la pollution de l'air pendant les périodes d'arrêt du COVID-19 dans de nombreux pays [586].

#### 9.7. Les réductions de la pollution atmosphérique résultant des mesures prises en réponse au COVID-19 ont augmenté le rayonnement UV et visible pour les écosystèmes terrestres.

La diminution de la pollution de l'air pendant la pandémie de COVID-19 a probablement exposé les écosystèmes terrestres à une augmentation temporaire des rayons UV et visible solaires, ce qui aurait pu profiter aux plantes cultivées en augmentant leur résilience à d'autres stress environnementaux et maladies des cultures grâce à une production d'antioxydants stimulée ou à une protection morphologique caractéristiques [587, 588]. Il est également concevable que cette augmentation du rayonnement UV-B ait pu avoir des effets négatifs en induisant des dommages cellulaires et en réduisant les performances de reproduction [169]. L'effet net global sur les cultures et les écosystèmes terrestres de l'augmentation des rayons UV et visible solaires due à l'amélioration temporaire de la pollution atmosphérique provoquée par la pandémie n'est pas encore connu. D'autre part, une exposition à des rayons UV-B plus intenses, comme cela se serait produit en l'absence du Protocole de Montréal, aurait eu des effets négatifs sur les cultures en dépassant leurs réponses de protection contre les UV-B, et cet effet aurait été encore plus important. amplifiée par la diminution de la pollution atmosphérique en raison des restrictions relatives au COVID-19.

#### 9.8 Les réductions de la pollution atmosphérique résultant des mesures en réponse à la COVID-19 ont induit une augmentation du rayonnement UV et de la lumière visible pour les écosystèmes.

La diminution de la pollution atmosphérique pendant la pandémie de COVID-19 est susceptible d'avoir exposé temporairement les écosystèmes terrestres à une augmentation du rayonnement solaire UV et lumière visible, ce qui pourrait avoir profité aux plantes cultivées en augmentant leur résistance aux autres stress environnementaux et maladies des cultures grâce notamment à la stimulation production antioxydante ou morphologique protectrice caractéristiques [587, 588]. Il est également possible que cette augmentation dans le rayonnement UV-B pourrait avoir causé des effets négatifs en induisant des dommages cellulaires et réduisant les performances de reproduction [169]. L'effet net global sur les cultures et les écosystèmes de l'augmentation du rayonnement solaire UV et la lumière visible, en raison de l'amélioration temporaire de la pollution de l'air par la pandémie n'est pas encore connue. D'autre part, l'exposition à un rayonnement UV-B plus intense, comme cela se serait produit en l'absence du Protocole de Montréal, aurait eu des effets négatifs sur les cultures en dépassant leur protection UV-B réponses, et cet effet aurait été encore amplifié par la diminution de la pollution de l'air en raison des mesures liée à la COVID-19.

9.9 L'exposition au rayonnement solaire UV-B inactive les virus dans les eaux de surface, l'approvisionnement en eau potable et les usines de traitement des eaux usées, ce qui suggère que la menace de transmission du COVID-19 par ces voies est faible, mais des études spécifiques font toujours défaut.

À l'instar des écosystèmes terrestres, où la pollution de l'air a diminué en raison des restrictions en réponse à la pandémie de 2020, les écosystèmes aquatiques intérieurs et côtiers ont été exposés à une augmentation du rayonnement solaire UV. Cette augmentation du rayonnement UV a des avantages dans la réduction des agents pathogènes aquatiques, y compris les virus, étant donné leur sensibilité à l'inactivation à la fois par le rayonnement UV-B et les espèces réactives de l'oxygène produites par le rayonnement UV-A [286 - 291]. Bien qu'il existe des preuves que d'autres coronavirus peuvent survivre dans l'eau pendant des jours à des semaines [589], il existe actuellement peu de rapports sur la présence de virus SRAS-CoV-2 dans les eaux usées, les eaux de surface, les eaux souterraines ou l'eau potable [590, 591]. Le risque de contamination par ces moyens est donc considéré comme faible [592]. Cela peut être une conséquence du fait que le virus SRAS-CoV-2 est un virus enveloppé avec une membrane externe délicate qui le rend plus sensible à la dégradation de l'environnement par le rayonnement solaire UV-B et d'autres facteurs tels que la chloration ou l'ozonation de l'eau potable. Il n'y a actuellement aucune preuve de transmission du COVID-19 par les eaux usées humaines. Les stations d'épuration conventionnelles sont conçues pour inactiver les virus, y compris le SRAS-CoV-2, en particulier lorsque les eaux usées ont de longs temps de séjour dans des réservoirs de traitement extérieurs avec une exposition prolongée (plusieurs semaines) aux rayons UV-B solaires [592]. Pour de plus amples informations sur la manière dont les variations de l'exposition aux rayons UV peuvent affecter les agents pathogènes dans l'environnement aquatique, voir Sect. 5.12.

Remerciement.

PWB a été soutenu par le J.H. Dotation Mullahy pour la biologie environnementale. TMR a été partiellement soutenu par le Université d'Helsinki, Faculté des sciences biologiques et environnementales, et par l'Académie de Finlande (décision #324555). PJN était soutenu par la Smithsonian Institution. CEW a été soutenu par NSF DEB 1754267 et NSF DEB 1950170. RGZ a été pris en charge par le Environmental Protection Agency des États-Unis—les opinions exprimées dans cet article sont ceux des auteurs et ne représentent pas nécessairement opinions ou politiques de l'Agence américaine de protection de l'environnement. VTT a été soutenu par l'Universidad Nacional Autónoma de México et remercie M. en C. Laura Celis pour son aide dans les recherches documentaires. SH était soutenu par l'Agence suédoise de protection de l'environnement et Linnaeus Université. MAKJ a été soutenu par la Science Foundation Ireland (16-IA-4418). JM-A a été soutenu par le ministère espagnol des sciences, Innovation et universités et Fonds européen de développement régional (projet

PGC2018-093824-B-C42). KM a été soutenu par l'ETH Zurich. Le LER a été soutenu par le NIHR Manchester Biomedical Research Centre. SAR a été soutenu par l'Australian Research Council et le programme des défis mondiaux de l'Université de Wollongong. KCR était soutenu par les subventions NSF 1754265 et 1761805. Q-WW avec gratitude reconnaît le soutien financier du programme CAS Jeunes Talents et Fondation nationale des sciences naturelles de Chine (41971148). SY a été soutenu par l'Australian National Health and Medical Research Bourse du Conseil CJ Martin. Nous remercions Emma Lesley (Global Challenges Program, University of Wollongong, pour l'aide avec la Fig. 1).

Références :

Voir document original