

## RAPPORT du GIEEC 2021 – Chapitre 6

# 6

### Interlinkages between desertification, land degradation, food security and greenhouse gas fluxes: Synergies, trade-offs and integrated response options

#### Coordinating Lead Authors:

Pete Smith (United Kingdom), Johnson Nkem (Cameroon), Katherine Calvin (The United States of America)

#### Lead Authors:

Donovan Cambell (Jamaica), Francesco Cherubini (Norway/Italy), Giacomo Grassi (Italy/European Union), Vladimir Korotkov (The Russian Federation), Anh Le Hoang (Viet Nam), Shuaib Lwasa (Uganda), Pamela McElwee (The United States of America), Ephraim Nkonya (Tanzania), Nobuko Saigusa (Japan), Jean-Francois Soussana (France), Miguel Angel Taboada (Argentina)

#### Contributing Authors:

Cristina Ardas-Navarro (Spain), Otávio Cavalett (Brazil), Annette Cowie (Australia), Joanna House (United Kingdom), Daniel Huppmann (Austria), Jagdish Krishneswamy (India), Alexander Popp (Germany), Stephanie Roe (The Philippines/The United States of America), Raphael Slade (United Kingdom), Lindsay Stringer (United Kingdom), Matteo Vizzari (Italy)

#### Review Editors:

Amjad Abdulla (Maldives), Ian Noble (Australia), Yoshiki Yamagata (Japan), Teha Zatar (Saudi Arabia)

#### Chapter Scientists:

Frances Manning (United Kingdom), Dorothy Nampanzira (Uganda)

#### This chapter should be cited as:

Smith, P., Nkem, J., Calvin, K., Corbett, J., Choudry, S., Grassi, V., Korotkov, A.L., Hoang, S., Lwasa, S., McElwee, P., Nkonya, N., Saigusa, N., Soussana, J.F., Taboada, M.A. 2019. Interlinkages between Desertification, Land Degradation, Food Security and Greenhouse Gas Fluxes: Synergies, Trade-offs and Integrated Response Options. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Mendez, V. Masson-Delmotte, H.-O. Portner, D. Roberts, T. Zhu, P. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Peters, G. Prange, S. Jus, S. Koenig, M. Ribes, A. Rotz, J. Forzani, P. Cristofari, C. Yuan, L. Huntley, K. Meade, N. Bekheuki, J. Miller, (eds)], in press.

# Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre: synergies, compromis et options d'intervention intégrée

## Auteurs principaux coordonnateurs :

Pete Smith (United Kingdom), Johnson Nkem (Cameroon), Katherine Calvin (The United States of America)

## Auteurs principaux :

Donovan Campbell (Jamaica), Francesco Cherubini (Norway/Italy), Giacomo Grassi (Italy/European Union), Vladimir Korotkov (The Russian Federation), Anh Le Hoang (Viet Nam), Shuaib Lwasa (Uganda), Pamela McElwee (The United States of America), Ephraim Nkonya (Tanzania), Nobuko Saigusa (Japan), Jean-Francois Soussana (France), Miguel Angel Taboada (Argentina)

## Auteurs collaborateurs :

Cristina Arias-Navarro (Spain), Otavio Cavalett (Brazil), Annette Cowie (Australia), Joanna House (United Kingdom), Daniel Huppmann (Austria), Jagdish Krishnaswamy (India), Alexander Popp (Germany), Stephanie Roe (The Philippines/The United States of America), Raphael Slade (United Kingdom), Lindsay Stringer (United Kingdom), Matteo Vizzarri (Italy)

## Rédacteurs en chef de la revue:

Amjad Abdulla (Maldives), Ian Noble (Australia), Yoshiki Yamagata (Japan), Taha Zatari (Saudi Arabia)

## Scientifiques du chapitre :

Frances Manning (United Kingdom), Dorothy Nampanzira (Uganda)

## Ce chapitre doit être cité comme suit :

Smith, P., J. Nkem, K. Calvin, D. Campbell, F. Cherubini, G. Grassi, V. Korotkov, A.L. Hoang, S. Lwasa, P. McElwee, E. Nkonya, N. Saigusa, J.-F. Soussana, M.A. Taboada, 2019: Interlinkages Between Desertification, Land Degradation, Food Security and Greenhouse Gas Fluxes: Synergies, Trade-offs and Integrated Response Options. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Portner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)].

## SOMMAIRE

<b>Résumé</b>	<b>551</b>	d'adaptation, de réduction des terres désertiques et de sécurité alimentaire	610
<b>6.1 Introduction</b>	<b>554</b>	<b>6.4. Gestion des interactions et des interconnexions</b>	<b>621</b>
6.1.1 Contexte du présent chapitre	554	6.4.1 Fiabilité des options d'analyse intégrées avec un respect des coûts, des obstacles, de la saturation et de la révocabilité	621
6.1.2 Définir les défis sociaux et reconnaître les facteurs habilitants	554	6.4.2 Sensibilité des options d'analyse intégrées aux impacts des changements climatiques	627
6.1.3 Défis et options d'intervention dans les interventions actuelles et historiques	556	Cross-Chapitre Encadré 8   Les services écosystémiques et les contributions de la nature au People, et leur relation avec le système terre-climat	629
Encadré 6.1   Études de cas par type d'anthrome montrant les liens historiques entre les défis terrestres et l'élaboration de réponses locales	561	6.4.3 Impacts des options de développement intégré sur les contributions de la nature à la People (PCN) et aux objectifs de développement durable (ODD) des Nations Unies	631
6.1.4 Défis présentés dans les scénarios futurs	563	6.4.4 Possibilités de mise en œuvre d'options d'analyse intégrées	635
<b>6.2 Options d'intervention, avantages connexes et effets secondaires indésirables dans l'ensemble des défis terrestres</b>	<b>566</b>	Cross-Chapitre Encadré 9   Climat et voies terrestres	646
6.2.1 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des terres	569	<b>Foire aux questions</b>	<b>652</b>
6.2.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur	578	FAQ 6.1   Quels types d'options terrestres peuvent aider à atténuer les changements climatiques et à s'y adapter?	652
6.2.3 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques	578	FAQ 6.2   Les mesures d'atténuation basées sur les terres pourraient-elles affecter la désertification, la dégradation des terres ou la sécurité alimentaire?	652
Encadré 7   Bioénergie et bioénergie avec captage et stockage du carbone (BECCS) dans les scénarios d'atténuation	584	FAQ 6.3   Quel est le rôle de la bioénergie dans l'atténuation du changement climatique et quels sont ses défis?	652
<b>6.3 Possibilités de relever les défis fonciers</b>	<b>586</b>	<b>References</b>	<b>654</b>
6.3.1 Potentiel des options d'intervention intégrée pour fournir des mesures d'atténuation	587		
6.3.2. Potentiel des options intégrées pour assurer l'adaptation	593		
6.3.3 Potentiel des options intégrées pour ajouter la désertification	601		
6.3.4 Potentiel des options intégrées pour ajouter à la dégradation des terres	606		
6.3.5 Potentiel des options intégrées pour améliorer la sécurité alimentaire	604		
6.3.6. Résumé du potentiel des options intégrées en matière d'atténuation,			

## Résumé

**Les défis fonciers, dans le contexte du présent rapport, sont l'atténuation des changements climatiques, l'adaptation à ces changements, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.** Le chapitre traite également des implications pour les contributions de la nature aux personnes (PCN), y compris la biodiversité et l'eau, et le développement durable, en évaluant les intersections avec les objectifs de développement durable (ODD). Le chapitre évalue les options d'intervention qui pourraient être utilisées pour relever ces défis. Ces options d'intervention découlent des chapitres précédents et se répartissent en trois grandes catégories : la gestion des terres, la chaîne de valeur et la gestion des risques.

**Les défis fonciers auxquels nous sommes confrontés aujourd'hui varient d'une région à l'autre; le changement climatique augmentera les défis à l'avenir, tandis que le développement socio-économique pourrait augmenter ou diminuer les défis (confiance élevée).** L'augmentation des impacts biophysiques du changement climatique peut aggraver la désertification, la dégradation des terres et l'insécurité alimentaire (confiance élevée). Les pressions supplémentaires exercées par le développement socio-économique pourraient exacerber encore ces difficultés; toutefois, les effets dépendent du scénario. Les scénarios avec une augmentation des revenus et une réduction des pressions sur les terres peuvent conduire à une réduction de l'insécurité alimentaire; cependant, tous les scénarios évalués entraînent une augmentation de la demande en eau et de sa rareté en conséquence (confiance moyenne). {6.1}

**L'applicabilité et l'efficacité des options d'intervention sont propres à la région et au contexte; bien que de nombreuses options de chaîne de valeur et de gestion des risques soient potentiellement largement applicables, de nombreuses options de gestion des terres s'appliquent à moins de 50 % de la surface terrestre libre de glace (niveau de confiance élevé).** Les options d'intervention sont limitées en fonction du type de terre, de la région bioclimatique ou du contexte du système alimentaire local (niveau de confiance élevé). Certaines options de réponse produisent des effets secondaires indésirables uniquement dans certaines régions ou certains contextes; par exemple, les options de réponse qui utilisent de l'eau douce peuvent n'avoir pas d'effets secondaires négatifs dans les régions où l'eau est abondante, mais des effets secondaires négatifs importants dans les régions où l'eau est rare (niveau de confiance élevé). Les options d'intervention ayant des effets biophysiques sur le climat (p. ex. boisement, reboisement) peuvent avoir des effets différents sur le climat local, selon l'endroit où elles sont mises en œuvre (confiance moyenne). Les régions confrontées à plus de défis ont moins d'options d'intervention disponibles pour la mise en œuvre (confiance moyenne). {6.1, 6.2, 6.3, 6.4}

**Neuf options offrent des avantages moyens à importants pour les cinq défis fonciers (confiance élevée).** Les options présentant des avantages moyens à importants pour tous les défis sont l'augmentation de la productivité alimentaire, l'amélioration de la gestion des terres cultivées,

l'amélioration de la gestion des pâturages, l'amélioration de la gestion du bétail, l'agroforesterie, la gestion des forêts, l'augmentation de la teneur en carbone organique des sols, la gestion des incendies et la réduction des pertes après récolte. Deux autres options, le changement alimentaire et la réduction du gaspillage alimentaire, n'ont pas d'estimations mondiales pour l'adaptation, mais présentent des avantages moyens à importants pour tous les autres défis (confiance élevée). {6.3, 6.4}

**Cinq options ont un grand potentiel d'atténuation (>3 GtCO<sub>2</sub>e /an) sans impact négatif sur les autres défis (confiance élevée).** Il s'agit de l'augmentation de la productivité alimentaire, de la réduction du déboisement et de la dégradation des forêts, de l'augmentation de la teneur en carbone organique des sols, de la gestion des incendies et de la réduction des pertes après récolte. Deux autres options avec un grand potentiel d'atténuation, le changement alimentaire et la réduction du gaspillage alimentaire, n'ont pas d'estimations mondiales pour l'adaptation, mais ne montrent aucun impact négatif sur les autres défis. Cinq options : amélioration de la gestion des terres cultivées; l'amélioration de la gestion des pâturages; agroforesterie; gestion intégrée de l'eau; et la gestion forestière, ont un potentiel d'atténuation modéré, sans impact négatif sur les autres défis (confiance élevée). {6.3.6}

**Seize options d'intervention ont un grand potentiel d'adaptation (plus de 25 millions de personnes en bénéficient), sans effets secondaires négatifs sur d'autres défis fonciers (confiance élevée).** Il s'agit de l'augmentation de la productivité alimentaire, de l'amélioration de la gestion des terres cultivées, de l'agroforesterie, de la diversification agricole, de la gestion des forêts, de l'augmentation de la teneur en carbone organique des sols, de la réduction des glissements de terrain et des risques naturels, de la restauration et de la réduction de la conversion des zones humides côtières, de la réduction des pertes après récolte, de l'approvisionnement durable, de la gestion des chaînes d'approvisionnement, de l'amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments, de l'amélioration de la consommation d'énergie dans les systèmes alimentaires, de la diversification des moyens de subsistance, de l'utilisation de semences locales et de la gestion des risques de catastrophe (confiance élevée). Certaines options (telles que l'amélioration des systèmes alimentaires urbains ou la gestion de l'étalement urbain) peuvent ne pas offrir d'importants avantages à l'échelle mondiale, mais peuvent avoir des effets locaux positifs importants sans effets négatifs (confiance élevée). {6.3, 6.4}

**Dix-sept des 40 options offrent des avantages connexes ou aucun effet secondaire négatif pour l'ensemble des PCN et des ODD; seules trois options (boisement, bioénergie et bioénergie avec captage et stockage du carbone (BECCS) et certains types d'instruments de partage des risques, tels que l'assurance) ont des effets secondaires potentiellement négatifs pour cinq PCN ou ODD ou plus (confiance moyenne).** Les 17 options présentant des avantages connexes et sans effets secondaires négatifs comprennent la plupart des options de gestion des terres fondées sur l'agriculture et les sols, de nombreuses options

de gestion des terres basées sur les écosystèmes, la gestion des forêts, la réduction des pertes après récolte, l'approvisionnement durable, l'amélioration de l'utilisation de l'énergie dans les systèmes alimentaires et la diversification des moyens de subsistance (confiance moyenne). Certaines des synergies entre les options de réponse et les ODD comprennent les impacts positifs sur l'éradication de la pauvreté d'activités telles que l'amélioration de la gestion de l'eau ou l'amélioration de la gestion des chaînes d'approvisionnement. Parmi les exemples de synergies entre les options d'intervention et les PCN, mentionnons les effets positifs sur le maintien de l'habitat découlant d'activités comme la gestion des espèces envahissantes et la diversification agricole. Toutefois, nombre de ces synergies ne sont pas automatiques et dépendent d'activités bien mises en œuvre qui exigent des conditions institutionnelles et propices au succès. {6.4}

**La plupart des options d'intervention peuvent être appliquées sans concurrence pour les terres disponibles; cependant, sept options entraînent une concurrence pour les terres (confiance moyenne).** Un grand nombre d'options d'intervention ne nécessitent pas de terres dédiées, y compris plusieurs options de gestion des terres, toutes les options de chaîne de valeur et toutes les options de gestion des risques. Quatre options pourraient considérablement accroître la concurrence pour les terres si elles étaient appliquées à grande échelle: le boisement, le reboisement et les terres utilisées pour fournir des matières premières pour la BECSC ou le biochar, avec trois autres options: la réduction de la conversion des prairies en terres cultivées, la restauration et la réduction de la conversion des tourbières et de la restauration, et la réduction de la conversion des zones humides côtières ayant des impacts plus faibles ou variables sur la concurrence pour les terres. D'autres options, telles que la réduction du déboisement et de la dégradation des forêts, limitent la conversion des terres pour d'autres options et utilisations.

L'expansion de la superficie actuelle des terres gérées en écosystèmes naturels pourrait avoir des conséquences négatives sur d'autres défis fonciers, entraîner la perte de biodiversité et nuire à une série de PCN (niveau de confiance élevé). {6.3.6, 6.4}

**Certaines options, telles que la bioénergie et la BECSC, dépendent de l'échelle. Le potentiel d'atténuation du changement climatique pour la bioénergie et la BECSC est important (jusqu'à 11 GtCO<sub>2</sub> /an); cependant, les effets de la production de bioénergie sur la dégradation des terres, l'insécurité alimentaire, la rareté de l'eau, les émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'autres objectifs environnementaux sont spécifiques à l'échelle et au contexte (confiance élevée).** Ces effets dépendent de l'ampleur du déploiement, de l'utilisation initiale des terres, du type de terres, des matières premières bioénergétiques, des stocks de carbone initiaux, de la région climatique et du régime de gestion (confiance élevée). De vastes zones de cultures bioénergétiques en monoculture qui remplacent d'autres utilisations des terres peuvent entraîner une concurrence foncière, avec des effets négatifs sur la production alimentaire, la consommation alimentaire et donc la sécurité

alimentaire, ainsi que des effets négatifs sur la dégradation des terres, la biodiversité et la rareté de l'eau (confiance moyenne). Cependant, l'intégration de la bioénergie dans les paysages agricoles gérés de manière durable peut améliorer ces défis (confiance moyenne). {6.2, 6.3, 6.4, encadré 7 du présent chapitre}

**Les options d'intervention sont interdépendantes; certaines options (p. ex., l'épargne des terres et les options de gestion durable des terres) peuvent accroître les avantages supplémentaires ou accroître le potentiel d'autres options (confiance moyenne).** Certaines options de réponse peuvent être plus efficaces lorsqu'elles sont appliquées ensemble (confiance moyenne); par exemple, le changement alimentaire et la réduction des déchets augmentent la possibilité d'appliquer d'autres options en libérant jusqu'à 5,8 Mkm<sup>2</sup> (0,8–2,4 Mkm<sup>2</sup> pour le changement alimentaire; environ 2 Mkm<sup>2</sup> pour la réduction des pertes après récolte, et 1,4 Mkm<sup>2</sup> pour le gaspillage alimentaire réduit) de terre (faible confiance). La gestion intégrée de l'eau et l'augmentation du carbone organique du sol peuvent accroître la productivité alimentaire dans certaines circonstances. {6.4}

**D'autres options d'intervention (p. ex., les options qui nécessitent des terres) peuvent entrer en conflit; par conséquent, les possibilités d'options d'intervention ne sont pas toutes additives, et le potentiel total de la terre est actuellement inconnu (niveau de confiance élevé).** La combinaison de certains ensembles d'options (par exemple, celles qui se font concurrence pour les terres) peut signifier que les potentiels maximaux ne peuvent pas être réalisés, par exemple, le reboisement, le boisement et la bioénergie et la BECSC, tous en concurrence pour la même ressource terrestre finie, de sorte que le potentiel combiné est beaucoup plus faible que la somme des potentiels de chaque option individuelle, calculée en l'absence d'utilisations alternatives des terres (confiance élevée). Compte tenu des liens entre les options d'intervention et du fait que les possibilités d'atténuation pour les options individuelles supposent qu'elles sont appliquées à toutes les terres convenables, le potentiel d'atténuation total est beaucoup plus faible que la somme du potentiel d'atténuation des options d'intervention individuelles (niveau de confiance élevé). {6.4}

**La faisabilité des options d'intervention, y compris celles qui ont de multiples avantages, est limitée en raison des obstacles économiques, technologiques, institutionnels, socioculturels, environnementaux et géophysiques (niveau de confiance élevé).** Un certain nombre d'options d'intervention (p. ex., la plupart des options de gestion des terres fondées sur l'agriculture, la gestion des forêts, le reboisement et la restauration) ont déjà été largement mises en œuvre à ce jour (niveau de confiance élevé). Il existe des preuves solides que de nombreuses autres options d'intervention peuvent offrir des avantages communs dans l'ensemble des défis fonciers, mais celles-ci ne sont pas mises en œuvre. Cette application limitée est la preuve qu'il existe de multiples obstacles à la mise en œuvre des options d'intervention (niveau de confiance élevé). {6.3, 6.4}

**Une action coordonnée est nécessaire entre un éventail d'acteurs, y compris les entreprises, les producteurs, les**

**consommateurs, les gestionnaires des terres, les peuples autochtones et les communautés locales et les décideurs, afin de créer des conditions propices à l'adoption d'options d'intervention (niveau de confiance élevé).** Les options d'intervention évaluées se heurtent à divers obstacles à la mise en œuvre (économiques, technologiques, institutionnels, socioculturels, environnementaux et géophysiques) qui nécessitent une action de la part de multiples acteurs pour les surmonter (confiance élevée). Il existe une variété d'options de réponse disponibles à différentes échelles qui pourraient former des portefeuilles de mesures appliquées par les différentes parties prenantes - de l'échelle agricole à l'échelle internationale. Par exemple, la diversification agricole et l'utilisation de semences locales par les petits exploitants peuvent être des mesures d'éradication de la pauvreté et de conservation de la biodiversité particulièrement utiles, mais ne sont efficaces que lorsque des échelles plus élevées, telles que les marchés nationaux et internationaux et les chaînes d'approvisionnement, valorisent également ces produits dans les régimes commerciaux, et que les consommateurs voient les avantages de l'achat de ces biens. Cependant, les secteurs agricoles et alimentaire sont confrontés à des défis particuliers de fragmentation institutionnelle et souffrent souvent d'un manque d'engagement entre les parties prenantes à différentes échelles (confiance moyenne). {6.3, 6.4}

**Un retard dans l'action entraînera un besoin accru de réponse aux défis fonciers et une diminution du potentiel d'options d'intervention terrestres en raison des changements climatiques et d'autres pressions (confiance élevée).** Par exemple, l'incapacité d'atténuer les changements climatiques augmentera les exigences en matière d'adaptation et pourrait réduire l'efficacité des futures options d'atténuation terrestres (niveau de confiance élevé). Le potentiel de certaines options de gestion des terres diminue à mesure que les changements climatiques augmentent; par exemple, le climat modifie la capacité de captage du carbone dans le sol et la végétation, réduisant ainsi le potentiel d'augmentation du carbone organique du sol (confiance élevée). D'autres options (par exemple, réduction du déboisement et de la dégradation des forêts) empêchent d'autres effets néfastes sur la surface des terres; retarder ces options pourrait entraîner une augmentation de la déforestation, de la conversion ou de la dégradation, servant de sources accrues de GES et ayant des effets négatifs concomitants sur les PCN (confiance moyenne). Les options d'élimination du dioxyde de carbone (PCEM) – telles que le reboisement, le boisement, la bioénergie et la BECSC (Bioénergie avec captage et stockage de carbone) – sont utilisées pour compenser les émissions inévitables dans d'autres secteurs; une action retardée se traduira par un déploiement plus important et plus rapide plus tard (confiance élevée). Certaines options de réponse ne seront pas possibles si l'action est retardée trop longtemps; par exemple, la restauration des tourbières pourrait ne pas être possible après que certains seuils de dégradation ont été dépassés, ce qui signifie que les tourbières ne pourraient pas être restaurées à certains endroits (confiance moyenne). {6.2, 6.3, 6.4}

**L'action précoce, cependant, comporte des défis, y compris l'état de préparation technologique, la mise à l'échelle**

**et les obstacles institutionnels (confiance élevée).** Certaines des options de réponse comportent des obstacles technologiques qui peuvent limiter leur application à grande échelle à court terme (confiance élevée). Certaines options d'intervention, par exemple la BECSC, n'ont été mises en œuvre que dans des installations de démonstration à petite échelle; il existe des défis liés à la mise à l'échelle de ces options aux niveaux discutés dans ce chapitre (confiance moyenne). Les obstacles économiques et institutionnels, y compris la gouvernance, les incitations financières et les ressources financières, limitent l'adoption à court terme de nombreuses options de réponse, et les « retards politiques », par lesquels la mise en œuvre est retardée par la lenteur du cycle de mise en œuvre des politiques, sont importants pour de nombreuses options (confiance moyenne). Même certaines actions qui semblaient initialement être des « victoires faciles » ont été difficiles à mettre en œuvre, avec des politiques bloquées pour réduire les émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts et favoriser la conservation (REDD+) fournissant des exemples clairs de la façon dont les options de réponse ont besoin d'un financement suffisant, d'un soutien institutionnel, d'une adhésion locale et de mesures claires pour réussir, entre autres conditions favorables nécessaires. {6.2, 6.4}

**Certaines options d'intervention réduisent les conséquences des défis fonciers, mais ne s'attaquent pas aux facteurs sous-jacents (confiance élevée).** Par exemple, la gestion de l'étalement urbain peut contribuer à réduire l'impact des systèmes urbains sur l'environnement; toutefois, cette gestion ne tient pas compte des changements socioéconomiques et démographiques qui entraînent l'expansion des zones urbaines. En ne s'attaquant pas aux facteurs sous-jacents, il est possible que le défi réapparaisse à l'avenir (confiance élevée). {6.4}

**De nombreuses options d'intervention sont mises en pratique dans de nombreuses régions depuis de nombreuses années; cependant, il y a peu de connaissances sur l'efficacité et les implications plus larges d'autres options d'intervention (confiance élevée).** Pour les options de réponse avec une vaste base de données probantes et une vaste expérience, la mise en œuvre et la mise à l'échelle supplémentaires comporteraient peu de risque d'effets secondaires indésirables (confiance élevée). Toutefois, pour d'autres options, les risques sont plus grands, car les lacunes dans les connaissances sont plus grandes; par exemple, l'incertitude quant aux aspects économiques et sociaux de nombreuses options d'intervention terrestre nuit à la capacité de prévoir leurs effets (confiance moyenne). En outre, les modèles d'évaluation intégrée, comme ceux utilisés pour développer les voies d'accès dans le rapport spécial du GIEC sur le réchauffement planétaire de 1,5 °C (RS15), omettent bon nombre de ces options d'intervention et n'évaluent pas les implications pour tous les défis fonciers (confiance élevée). {6.4}

## 6.1 Introduction

### 6.1.1 Contexte du présent chapitre

Le présent chapitre met l'accent sur les liens entre les options d'intervention visant à atténuer les changements climatiques et à y remédier, à lutter contre la désertification et la dégradation des terres et à renforcer la sécurité alimentaire. Il évalue également les impacts signalés sur les contributions de la nature aux personnes (PCN) et les contributions aux objectifs de développement durable (ODD) des Nations Unies. En identifiant les options qui offrent le plus de co-avantages avec le moins d'effets secondaires indésirables, ce chapitre vise à fournir des options d'intervention intégrées qui pourraient collier dans l'ensemble des défis. Le présent chapitre n'examine pas isolément les options d'intervention qui n'affectent qu'un seul aspect de l'atténuation des changements climatiques, de l'adaptation, de la désertification, de la dégradation des terres ou de la sécurité alimentaire, puisqu'elles font l'objet des chapitres 2 à 5; le présent chapitre n'examine que les liens entre les options d'intervention et deux ou plusieurs de ces défis dans le secteur foncier.

Étant donné que l'objectif est d'évaluer et de fournir des orientations sur les options d'intervention intégrées, chaque option d'intervention est d'abord décrite et catégorisée, en s'inspirant des chapitres 2 à 5 précédents (section 6.2), et leur impact sur l'atténuation/l'adaptation aux changements climatiques, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire est quantifié (section 6.3). La faisabilité de chaque option d'intervention, en ce qui concerne les coûts, les obstacles, la saturation et la réversibilité, est ensuite évaluée (section 6.4.1), avant d'examiner leur sensibilité aux changements climatiques futurs (section 6.4.2).

Les avantages connexes et les effets secondaires négatifs de chaque option<sup>2</sup> d'intervention intégrée dans les cinq défis terrestres, ainsi que leurs répercussions sur le PCN et les ODD, sont ensuite évalués à la section 6.4.3. À la section 6.4.4, l'applicabilité spatiale de ces options d'intervention intégrée est évaluée en fonction de l'emplacement des défis, dans le but de déterminer quelles options ont le plus grand potentiel de co-exécution dans l'ensemble des défis, ainsi que les contextes et les circonstances dans lesquels elles le font. Les liens entre les options d'intervention et les défis dans les scénarios futurs sont également évalués à la section 6.4.4. Enfin, la section 6.4.5 traite des conséquences potentielles d'un retard dans l'action.

En fournissant cette évaluation fondée sur des données probantes, en s'appuyant sur la littérature pertinente, le présent chapitre n'évalue pas les mérites des politiques visant à offrir ces options d'intervention intégrée – Le chapitre 7 évalue les diverses options stratégiques actuellement disponibles pour

mettre en œuvre ces interventions. Le présent chapitre fournit plutôt une évaluation des options d'intervention intégrée et de leur capacité à répondre aux multiples défis abordés dans le présent rapport spécial.

### 6.1.2 Définir les défis sociaux et reconnaître les facteurs habilitants

Dans cette section, nous décrivons l'approche utilisée pour évaluer les données probantes sur les interactions entre les options d'intervention afin de parvenir à l'atténuation des changements climatiques et à l'adaptation à ces changements, de prévenir la désertification et la dégradation des terres et d'améliorer la sécurité alimentaire. Dans l'ensemble, bien que la définition et la présentation des options d'intervention pour atteindre ces objectifs soient l'objectif principal du présent chapitre, nous notons que ces options ne doivent pas être considérées uniquement comme des interventions technologiques ou des actions ponctuelles. Ils doivent plutôt être compris comme des réponses à des défis socio-écologiques dont le succès dépendra en grande partie de facteurs habilitants externes. Il y a eu de nombreux efforts antérieurs pour compiler des options de réponse positive qui répondent à de nombreux ODD, mais qui n'ont pas entraîné de changements majeurs dans la mise en œuvre; par exemple, de nombreuses organisations donatrices ont compilé des bases de données en ligne sur les multiples options d'intervention en matière de gestion durable des terres (GDT), d'adaptation et d'autres objectifs, notamment World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT), Climate Adapt et le Portail de connaissances sur l'adaptation (Schwilch et al., 2012b).<sup>3</sup>

Pourtant, il est clair que des obstacles à l'adoption subsistent, ou ces mesures auraient été plus largement utilisées à l'heure actuelle. Une grande partie de la littérature scientifique sur les obstacles à la mise en œuvre des options d'intervention se concentre sur le niveau individuel et le niveau du ménage, et traite des limites à l'adoption, souvent principalement identifiées comme des facteurs économiques (Nigussie et al., 2017; Dallimer et coll., 2018). Bien qu'il s'agisse d'une approche utile, ces études sont souvent incapables de tenir compte des facteurs habilitants plus importants qui pourraient aider à une mise en œuvre à plus grande échelle (le chapitre 7 traite plus en détail de ces facteurs de gouvernance et des obstacles connexes).

Le présent chapitre propose plutôt que chaque option d'intervention identifiée et évaluée soit comprise comme une intervention au sein de systèmes socio-écologiques complexes (SSE) (introduite au chapitre 1). Dans cette compréhension, les changements physiques influent sur la prise de décisions humaines concernant les terres et les options de gestion des risques, tout comme l'économie, les politiques et les facteurs culturels, qui à leur tour peuvent entraîner d'autres

<sup>1</sup> Bon nombre des options d'intervention envisagées sont des options de gestion durable des terres, mais plusieurs options d'intervention ne sont pas fondées sur la gestion des terres – par exemple, celles fondées sur la gestion de la chaîne de valeur et les options de gouvernance et de gestion des risques.

<sup>2</sup> Nous utilisons les définitions du Groupe de travail III du Cinquième rapport d'évaluation du GIEC des avantages sociaux et des

effets secondaires indésirables – voir le glossaire. Les co-avantages et les effets secondaires indésirables peuvent être de nature biophysique et/ou socio-économique, et tous sont évalués dans la mesure où la littérature le permet.

<sup>3</sup> Par exemple, voir <https://qcat.wocat.net/en/wocat/> ; <https://climate-adapt.eea.europa.eu/> ; <https://www4.unfccc.int/sites/NWPSstaging/Pages/Home.aspx>.

changements écologiques (Rawlins et Morris, 2010). Cette coévolution des réponses au sein d'un SSE fournit une compréhension plus nuancée de la dynamique entre les moteurs du changement et les impacts des interventions. Ainsi, dans les discussions sur les 40 options d'intervention spécifiques dans ce chapitre, il faut garder à l'esprit que toutes doivent être contextualisées dans le SSE spécifique dans lequel elles sont déployées (figure 6.1). Le cadrage des options de réponse au sein des SSE reconnaît également les interactions entre les différentes options de réponse. Cependant, un problème majeur au

sein des SSE est que le choix et l'utilisation de différentes options d'intervention nécessitent une connaissance des problèmes qu'elles visent à résoudre, qui peuvent être peu clairs, contestés ou non partagés également entre les intervenants (Carmenta et al., 2017). Les facteurs de changement environnemental ont souvent des racines principalement sociales ou économiques, plutôt que technologiques, ce qui exige de reconnaître que les options de réponse qui ne visent pas à réduire les moteurs du changement peuvent donc être moins efficaces (Schwilch et al., 2014).

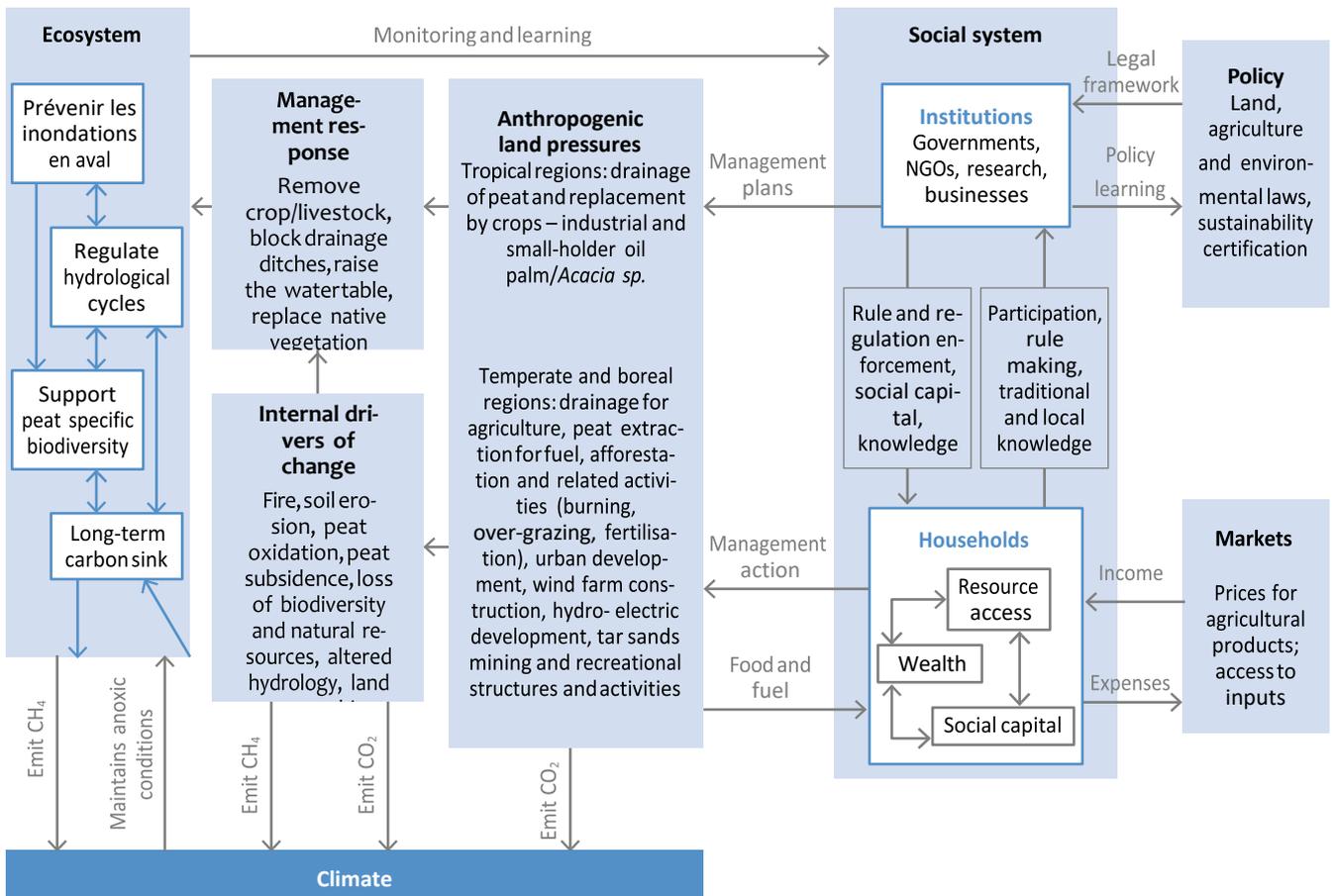


Figure 6.1 | Modèle pour représenter un système socio-écologique de l'une des options d'intervention intégrées dans ce chapitre, en utilisant la restauration et l'impact réduit des tourbières comme exemple. Les boîtes montrent les systèmes (écosystème, système social), les facteurs externes et internes du changement et la réponse de la direction - ici en adoptant l'option de réponse. À moins d'être inclus dans l'encadré « facteurs internes du changement », tous les autres facteurs de changement sont externes (p. ex. climat, politiques, marchés, pressions anthropiques sur les terres). Les flèches représentent la façon dont les systèmes peuvent s'influencer mutuellement, avec les principaux facteurs d'impact écrits dans la flèche dans la direction de l'effet.

Les options d'intervention doivent également tenir compte de la répartition inégale des impacts entre les populations des changements environnementaux et des interventions d'intervention à cet égard. Pour comprendre les options de réponse intégrée disponibles dans un contexte donné, il faut comprendre les spécificités de la vulnérabilité sociale, de la capacité d'adaptation et du soutien institutionnel pour aider les communautés, les ménages et les régions à atteindre leurs capacités et à atteindre les ODD et d'autres objectifs sociaux et de gestion des terres. La vulnérabilité reflète la façon dont les actifs sont répartis au sein des communautés et entre elles, façonnées par des facteurs qui ne sont pas facilement surmontés par des solutions techniques, notamment l'inégalité et la

marginalisation, la pauvreté et l'accès aux ressources (Adger et al., 2004; Hallegate et coll., 2016). Pour comprendre pourquoi certaines personnes sont vulnérables et quels facteurs structurels perpétuent cette vulnérabilité, il faut prêter attention aux échelles microéconomique et mésoéconomique (Tschakert et al., 2013). Ces vulnérabilités créent des obstacles à l'adoption d'options d'intervention à haut rendement, même à faible coût, comme la gestion du carbone dans le sol, qui peuvent sembler manifestement bénéfiques à mettre en œuvre (Mutoko et al., 2014; Cavanagh et coll., 2017). Ainsi, l'évaluation des vulnérabilités différenciées qui peuvent empêcher l'adoption d'une option de réponse doit être considérée comme faisant partie de l'ensemble des interventions.

La capacité d'adaptation est liée à la capacité des institutions ou des personnes de modifier ou de changer les caractéristiques ou les comportements afin de mieux faire face aux contraintes externes existantes ou prévues (Moss et al., 2001; Brenkert et Malone, 2005; Brooks et coll., 2005). La capacité d'adaptation reflète les réseaux institutionnels et d'appui aux politiques et a souvent été associée au niveau national à de solides développements dans les domaines de l'économie, de l'éducation, de la santé, de la gouvernance et des droits politiques (Smit et al., 2001). Les zones où la capacité d'adaptation est faible, comme en témoignent les faibles cotes de l'indice de développement humain, pourraient limiter la capacité des collectivités à mettre en œuvre des options d'intervention (section 6.4.4.1 et figure 6.7).

En outre, si les changements environnementaux tels que la dégradation des terres ont des incidences sociales et culturelles évidentes (comme on l'a vu dans les chapitres précédents), il en va de même des options d'intervention. Par conséquent, il faut réfléchir attentivement aux impacts attendus et aux compromis acceptables. Une façon possible d'évaluer l'impact des interventions d'intervention est liée à l'idée de capacités, un concept proposé pour la première fois par l'économiste Amartya Sen (Sen, 1992). Comprendre la capacité comme la « liberté d'atteindre le bien-être » définit un problème comme étant une question de facilitation de ce que les gens aspirent à faire et à être, plutôt que de leur dire d'atteindre un résultat normalisé ou prédéterminé (Nussbaum et Sen 1993). Ainsi, une approche axée sur les capacités est généralement un cadre plus souple et polyvalent, approprié à une compréhension du SES en raison de son approche ouverte (Bockstael et Berkes, 2017). Ainsi, une question pour tout décideur qui s'approche des schémas des options d'intervention est de déterminer quelles options d'intervention mènent à une augmentation ou à une diminution des capacités des intervenants qui sont les objets des interventions, compte tenu du contexte du SSE dans lequel l'option d'intervention sera mise en œuvre.

La section 6.4.3 examine certaines des capacités qui sont reflétées dans les objectifs de développement durable (ODD) des Nations Unies, telles que l'égalité des sexes et l'éducation, et évalue comment chacune des 40 options de réponse peut affecter ces objectifs, positivement ou négativement, grâce à un examen de la littérature disponible.

### 6.1.2.1 Conditions favorables

Les options d'intervention ne sont pas mises en œuvre dans le vide et reposent sur la production de connaissances et sur les stratégies et approches socioéconomiques et culturelles qui y sont intégrées pour réussir. Par exemple, il est bien connu que « la faiblesse des institutions de base, caractérisée par une faible capacité, l'incapacité d'exploiter le capital collectif et un faible partage des connaissances et un accès à l'information, sont des obstacles courants à la gestion durable des terres et à l'amélioration de la sécurité alimentaire » (Oloo et Omondi 2017). La réalisation d'objectifs généraux tels que la réduction de la pauvreté ou la gestion durable des terres nécessite des conditions favorables, telles que l'attention portée aux questions de genre et la participation des parties prenantes, telles que les peuples autochtones et les communautés locales, ainsi que l'attention portée à la gouvernance, y compris la gouvernance adaptative, l'engagement des parties prenantes et la

facilitation institutionnelle (section 6.4.4.3). Ces conditions favorables – comme les programmes sensibles au genre ou les solutions communautaires – ne sont pas classées comme des options d'intervention individuelles dans les sections suivantes du présent chapitre, car ce sont des conditions qui peuvent potentiellement aider à améliorer toutes les options d'intervention lorsqu'elles sont utilisées en tandem pour produire des résultats plus durables. Le chapitre 7 reprend ces thèmes et examine les façons dont diverses politiques visant à mettre en œuvre les options de réponse ont tenté de minimiser les impacts sociaux et économiques indésirables sur les participants de manière plus approfondie, grâce à une analyse plus approfondie de concepts tels que la science citoyenne et la gouvernance adaptative. Ici, nous notons simplement l'importance d'évaluer les contextes dans lesquels les options de réponse seront livrées, car il n'y a pas deux situations identiques, et aucune option de réponse unique n'est susceptible d'être une « solution miracle » pour résoudre tous les problèmes fonciers et climatiques; chaque option comporte des défis et des compromis potentiels (section 6.2), des obstacles à la mise en œuvre (section 6.4.1), des interactions avec d'autres secteurs de la société (section 6.4.3) et des limites environnementales potentielles (section 6.4.4).

### 6.1.3 Défis et options d'intervention dans les interventions actuelles et historiques

Les systèmes terrestres sont exposés à de multiples défis qui se chevauchent, notamment les changements climatiques (adaptation et atténuation), la désertification (chapitre 3), la dégradation des terres (chapitre 4) et l'insécurité alimentaire (chapitre 5), ainsi que la perte de biodiversité, le stress des eaux souterraines (dû à des prélèvements excessifs) et la qualité de l'eau. La répartition spatiale de ces défis terrestres individuels est illustrée à la figure 6.2, d'après des études récentes et à l'aide des indicateurs suivants :

- La désertification attribuée à l'utilisation des terres est estimée à partir de la télédétection de la végétation (Figure 3.7c), variation annuelle moyenne de NDVI<sub>max</sub> < -0,001 (entre 1982 et 2015) dans les zones arides (indice d'aridité > 0,65), notant toutefois que la désertification a des causes multiples (chapitre 3).
- La dégradation des terres (chapitre 4) est fondée sur une approximation de l'érosion des sols (Borrelli et al., 2017) (taux d'érosion annuel de 3 t ha<sup>-1</sup> ou plus).
- Le défi posé par les changements climatiques pour l'adaptation repose sur un indice de dissemblance des moyennes mensuelles de température et de précipitations entre les scénarios actuels et ceux de la fin du siècle (indice de dissemblance égal ou supérieur à 0,7; Netzel et Stepinski, 2018), notant toutefois qu'un réchauffement rapide pourrait se produire dans toutes les régions terrestres (chapitre 2).
- Le défi de la sécurité alimentaire est estimé comme la prévalence de la sous-alimentation chronique (supérieure ou égale à 5 %) par pays en 2015 (FAO 2017a), notant toutefois que la sécurité alimentaire a plusieurs dimensions (chapitre 5).
- Le défi de la biodiversité utilise des points chauds de

biodiversité terrestre menacés (zones où des concentrations exceptionnelles d'espèces endémiques subissent une perte exceptionnelle d'habitat) (Mittermeier et al., 2011), notant toutefois que la biodiversité ne concerne pas seulement les espèces endémiques menacées.

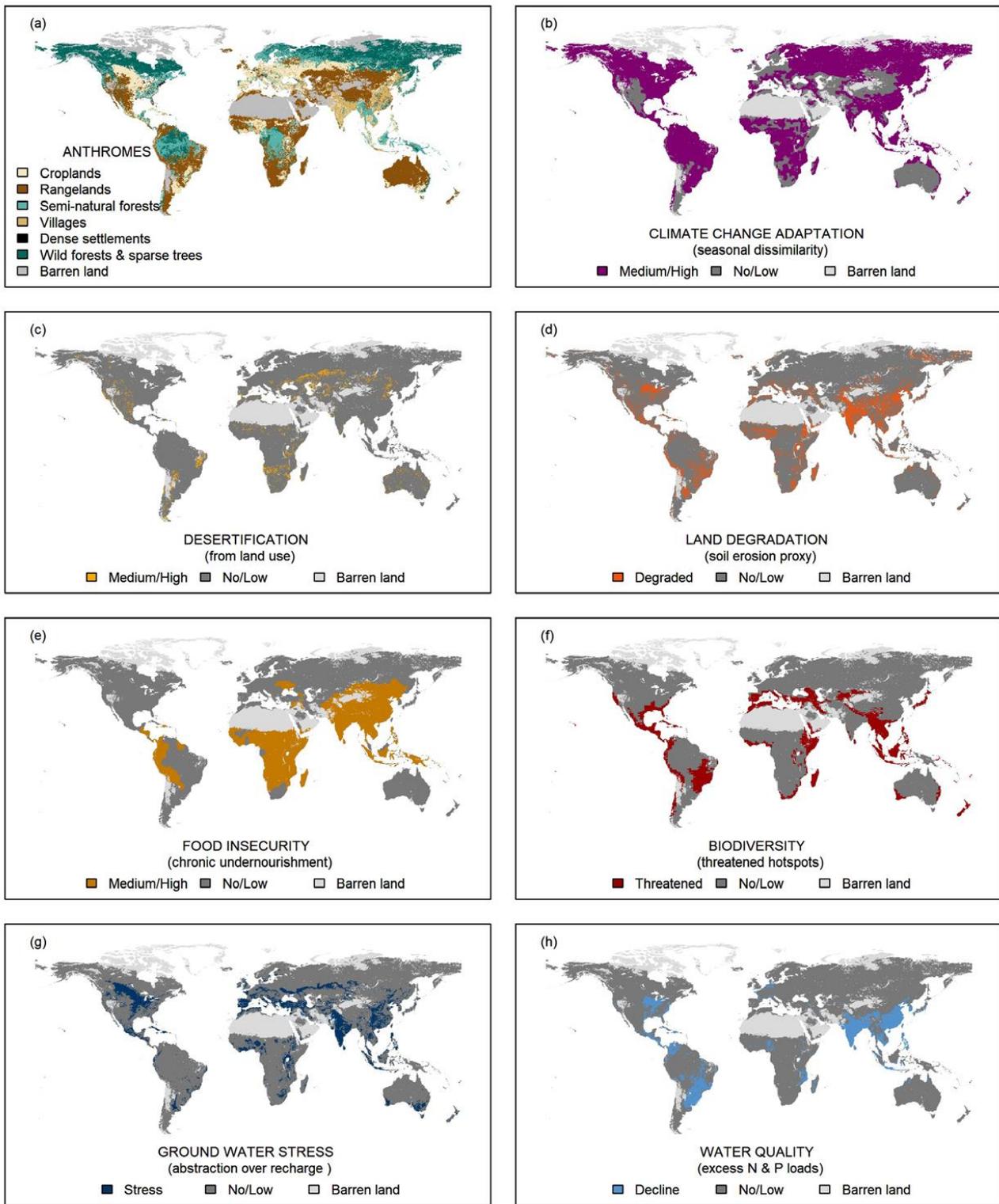
- Le défi du stress hydrique est estimé comme étant le prélèvement d'eau souterraine par rapport à des rapports de recharge supérieurs à un (Gassert et al., 2014) dans les zones agricoles (terres cultivées et villages).
- Le défi de la qualité de l'eau est estimé comme des charges critiques (supérieures ou égales à 1000 kg N km<sup>2</sup> ou 50 kg P km<sup>2</sup>) d'azote (N) et de phosphore (P) (Xie et Ringler, 2017).

Les problèmes liés au chevauchement des terres touchent toutes les catégories d'utilisation des terres : terres cultivées, parcours, forêts semi-naturelles, villages, établissements denses, forêts sauvages et arbres clairsemés et terres stériles. Ces catégories d'utilisation des terres peuvent être définies comme des biomes anthropiques, ou anthromes, et leur répartition mondiale a été cartographiée par Ellis et Ramankutty (2008) (figure 6.2).

La majorité de la population mondiale est concentrée dans des établissements et des villages denses, représentant moins de

7% de la superficie mondiale libre de glace, tandis que les terres cultivées et les parcours utilisent 39% des terres. Le reste de la superficie libre de glace (plus de la moitié) est utilisé par les forêts semi-naturelles, par les forêts sauvages, les arbres clairsemés et les terres stériles (tableau 6.1).

Les types d'utilisation des terres (ou anthromes) sont exposés à de multiples défis qui se chevauchent. Les changements climatiques pourraient entraîner un réchauffement rapide dans toutes les zones terrestres (chapitre 2). Dans près de 70 % de la superficie terrestre libre de glace, le défi de l'adaptation aux changements climatiques pourrait être renforcé par une forte dissemblance entre les cycles saisonniers de la fin du siècle et des températures et précipitations actuelles (Netzel et Stepinski, 2018). La sous-alimentation chronique (une composante de l'insécurité alimentaire) est concentrée dans 20 % de la superficie terrestre libre de glace mondiale. L'érosion grave des sols (un indicateur de la dégradation des terres) et la désertification due à l'utilisation des terres affectent respectivement 13 % et 3 % des terres libres de glace. Le stress des eaux souterraines et la grave baisse de la qualité de l'eau (12 % et 10 % de la superficie des terres libres de glace, respectivement) contribuent au défi de l'eau. Les points chauds de la biodiversité menacée (15 % de la superficie terrestre libre de glace) sont importants pour le défi de la biodiversité (tableau 6.1).

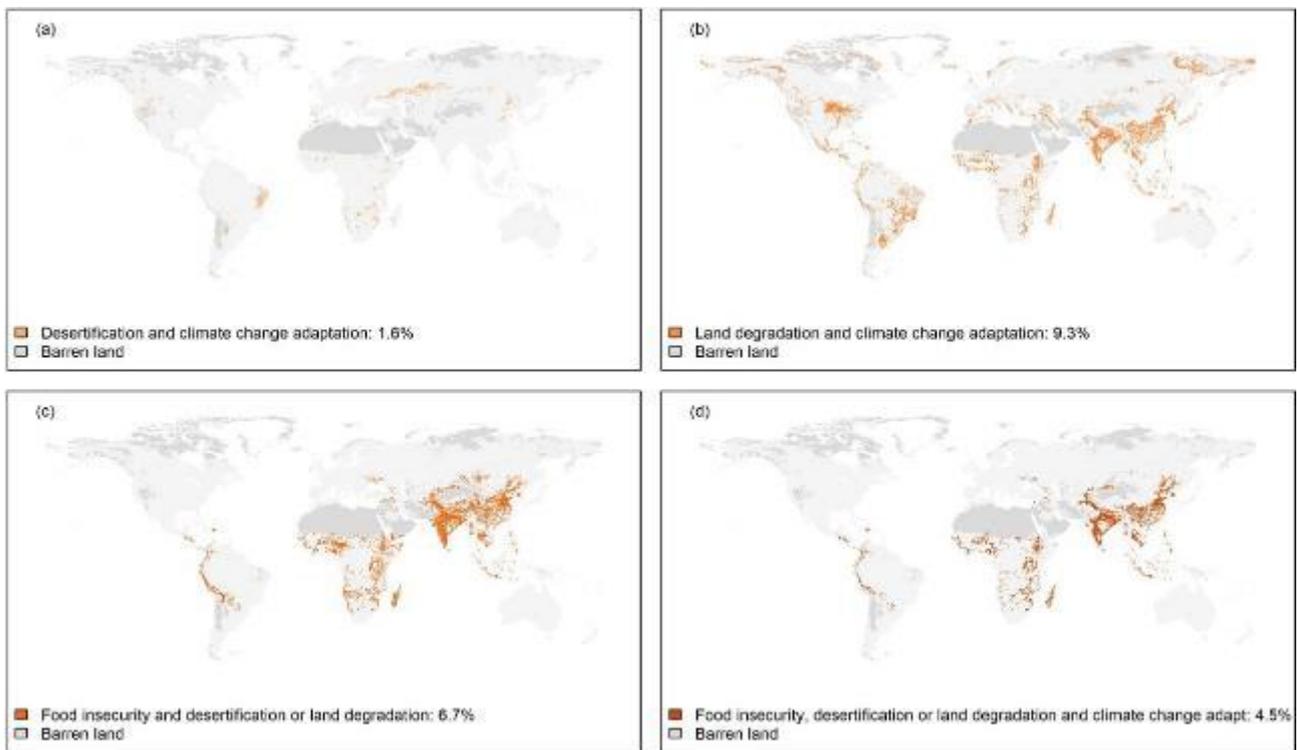


**Figure 6.2 | Distributions mondiales des types d'utilisation des terres et des défis fonciers individuels.** a) Types d'utilisation des terres (ou anthropomes, d'après Ellis et Ramankutty, 2008); b) Défi de l'adaptation aux changements climatiques (estimé à partir de la dissemblance entre les scénarios climatiques actuels et ceux de la fin du siècle, Netzel et Stepinski, 2018); c) Défi de la désertification (d'après le chapitre 3, figure 3.7c); d) Problème de la dégradation des terres (estimé à partir d'une approximation de l'érosion des sols, un indicateur de la dégradation des terres; Borrelli et coll., 2017); e) Défi de la sécurité alimentaire (estimé à partir de la sous-alimentation chronique, une composante de la sécurité alimentaire, FAO 2017a); f) le défi de la diversité biologique (estimé à partir des points chauds de la diversité biologique menacés, une composante de la diversité biologique, Mittermeier et al., 2011); g) Stress des eaux souterraines (estimé à partir du prélèvement excessif d'eau, Gassert et al., 2014); h) Défi de la qualité de l'eau (estimée à partir des charges critiques d'azote et de phosphore des systèmes d'approvisionnement en eau, Xie et Ringler, 2017).

**Tableau 6.1** | Superficie mondiale des types d'utilisation des terres (ou anthromes) et pourcentage actuel d'exposition de la superficie aux défis terrestres individuels (qui se chevauchent). Voir la figure 6.2 et le texte pour plus de détails sur les critères relatifs aux défis individuels.

Type d'utilisation du sol (anthrome <sup>a</sup> )	Surface Anthrome	Adaptation au changement climatique (indicateur de dissemblance) <sup>b</sup>	Dégradation des terres (indicateur de l'érosion des sols) <sup>c</sup>	Désertification (attribuée à l'utilisation des terres) <sup>d</sup>	Sécurité alimentaire (sous-alimentation chronique) <sup>e</sup>	Biodiversité (point chaud menacé) <sup>f</sup>	Stress des eaux souterraines (prélèvement excessif) <sup>g</sup>	Qualité de l'eau (charges critiques N-P) <sup>h</sup>
	% de la zone terrestre libre de glace <sup>i</sup>		% zone anthrome exposée à un défi individuel					
Peuplement dense	1	76	20	3	30	32	–	30
Village	5	70	49	3	78	28	77	59
Terres agricoles	13	68	21	7	28	27	65	20
Rangeland	26	46	14	7	43	21	–	10
Semi-natural forests	14	91	17	0.7	–	21	–	7
Forêts sauvages et arbres clairsemés	17	98	4	0.5	–	2	–	0.3
Barren	19	53	6	0.9	2	4	–	0.4
*Organic soils	4	95	10	2	9	13	–	6
*Coastal wetlands	0.6	74	11	2	24	33	–	26
<b>Tous les anthromes</b>	<b>100</b>	<b>69</b>	<b>13</b>	<b>3.2</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>12</b>	<b>10</b>

<sup>a</sup> Ellis and Ramankutty (2008); <sup>b</sup> Borrelli et al. 2017; <sup>c</sup> Netzel and Stepinski 2018; <sup>d</sup> from Figure 3.7c in Chapter 3; <sup>e</sup> FAO 2017a; <sup>f</sup> Mittermeier et al. 2011; <sup>g</sup> Gassert et al. 2014; <sup>h</sup> Xie and Ringler 2017; <sup>i</sup> the global ice-free land area is estimated at 134 Mkm<sup>2</sup>.



**Figure 6.3** | Exemple de chevauchement entre les défis fonciers. **a**) Chevauchement entre le défi de la désertification (due à l'utilisation des terres) et le défi de l'adaptation aux changements climatiques (forte dissemblance des cycles saisonniers). **b**) Chevauchement entre le problème de la dégradation des terres (indirect de l'érosion des sols) et le défi de l'adaptation aux changements climatiques. **c**) Chevauchement entre les problèmes de désertification ou de dégradation des terres et le problème de l'insécurité alimentaire (sous-alimentation chronique). **d**) Chevauchement entre les défis indiqués au point C et le défi de l'adaptation aux changements climatiques. Pour les définitions des défis, voir le texte; comme dans la figure 6.2.

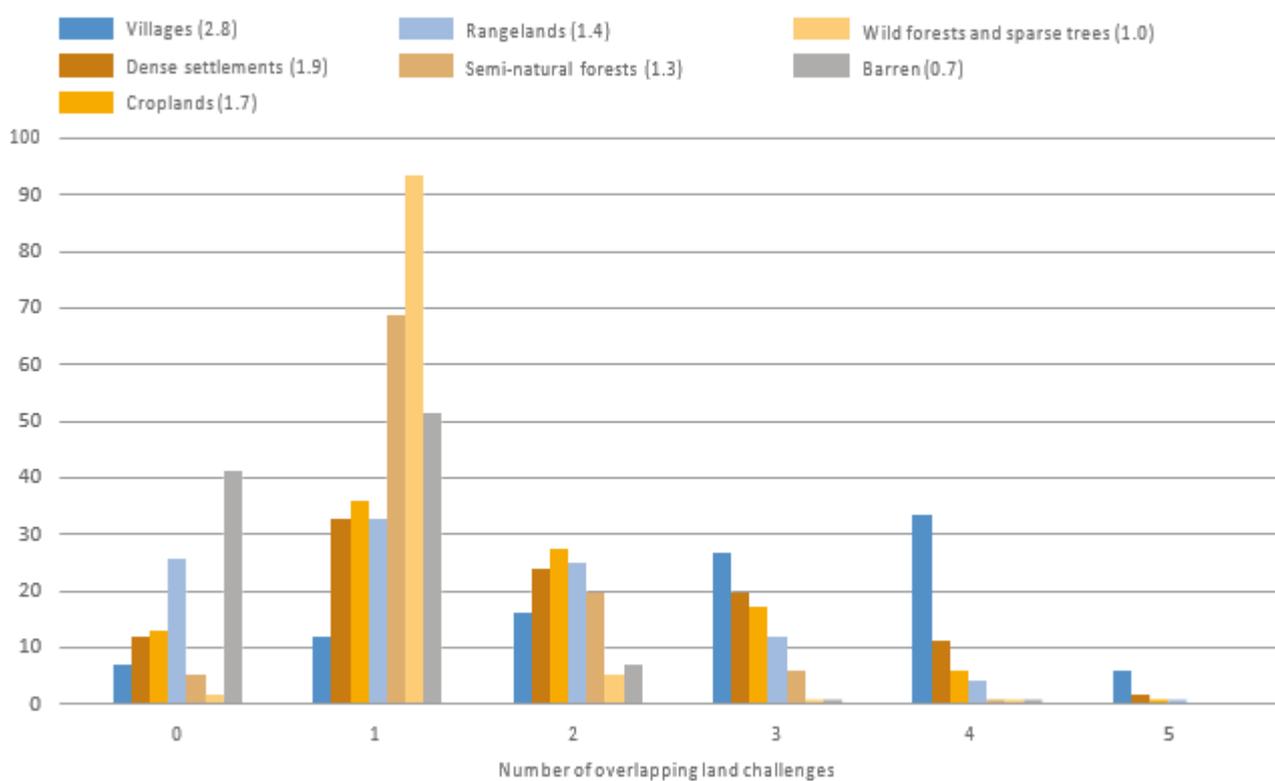


Figure 6.4 | Répartition en pourcentage de la zone d'utilisation des terres (ou de l'anthrome) par nombre de problèmes fonciers qui se chevauchent pour les villages, les établissements denses, les terres cultivées, les parcours, les forêts semi-naturelles, les forêts sauvages et les arbres clairsemés et les types d'utilisation des terres stériles. Les valeurs entre parenthèses indiquent le nombre moyen de défis liés aux terres par type d'utilisation des terres. Les problèmes liés aux terres comprennent la désertification (due à l'utilisation des terres), la dégradation des terres (indicateur indirect de l'érosion des sols), l'adaptation aux changements climatiques (indicateur de la dissemblance saisonnière), la sécurité alimentaire (sous-alimentation chronique), la biodiversité (points chauds menacés), le stress des eaux souterraines (prélèvement excessif) et la qualité de l'eau (charges critiques d'azote et de phosphore).

Étant donné que les défis terrestres se chevauchent, une partie de la zone terrestre libre de glace est exposée à des combinaisons de deux défis ou plus. Par exemple, la dégradation des terres (érosion grave des sols) ou la désertification due à l'utilisation des terres et à l'insécurité alimentaire (sous-alimentation chronique) sont combinées à un défi important en matière d'adaptation aux changements climatiques (dissemblance dans les cycles saisonniers) dans 4,5 % de la superficie des terres libres de glace (figure 6.3).

La répartition mondiale de la superficie des terres en ce qui concerne le nombre de problèmes fonciers qui se chevauchent (figure 6.4) montre : le moins d'exposition aux problèmes fonciers dans les terres stériles; exposition moins fréquente à deux défis ou plus dans les forêts sauvages que dans les forêts semi-naturelles; exposition plus fréquente à deux défis ou plus dans les anthromes agricoles (terres cultivées et parcours) et les établissements denses que dans les forêts; l'exposition la plus fréquente à trois défis ou plus dans les villages par rapport à d'autres types d'utilisation des terres. Par conséquent, les types d'utilisation des terres intensivement utilisés par les humains sont, en moyenne, exposés à un plus grand nombre de défis que les types d'utilisation des terres (ou anthromes) les moins exposés à l'utilisation humaine.

Des études de cas situées dans différentes régions du monde sont présentées pour chaque anthrome, afin de fournir un contexte historique sur les liens entre les défis multiples et les réponses (encadré 6.1). Prises ensemble, ces études de cas

illustrent le grand contraste entre les anthromes dans les interventions terrestres et montrent la façon dont ces interventions répondent à des combinaisons de défis.

## Encadré 6.1 | Études de cas par type d'antrôme montrant les liens historiques entre les défis terrestres et l'élaboration de réponses locales

### A. Terres cultivées. Dégradation des terres, stress des eaux souterraines et insécurité alimentaire : mesures de conservation des sols et de l'eau dans la région du Tigré en Éthiopie

Dans le nord de l'Éthiopie, la région du Tigré est une région sujette à la sécheresse qui a été soumise à une grave dégradation des terres (Frankl et al., 2013) et à des sécheresses et à des famines récurrentes en 1888-1892, 1973-1974 et 1984-1985 (Gebremeskel et al., 2018). La prévalence du retard de croissance et de l'insuffisance pondérale chez les enfants de moins de cinq ans est élevée (Busse et al., 2017) et la région a de nouveau été exposée à une grave sécheresse pendant le fort épisode El Niño de 2015-2016. Les terres cultivées sont le type dominant d'utilisation des terres, environ 90% des ménages dépendant de la culture à petite échelle à base de charrue. Les ravines affectent presque toutes les pentes et dépassent fréquemment 2 m de profondeur et 5 m de largeur supérieure. L'imagerie Landsat montre que la superficie des terres cultivées a atteint un sommet entre 1984 et 1986, et que l'augmentation des taux d'érosion dans les années 1980 et 1990 a fait culminer la densité et le volume du drainage en 1994 (Frankl et al., 2013). Depuis environ 2000, la mise en œuvre à grande échelle de mesures de conservation des sols et de l'eau (CFC), de gestion intégrée des bassins versants, d'agriculture de conservation et de régénération des arbres indigènes a commencé à produire des effets positifs sur le couvert végétal et a conduit à la stabilisation d'environ 25 % des ravins d'ici 2010 (Frankl et al., 2013). Depuis 1991, les agriculteurs ont fourni de la main-d'œuvre à CFC en janvier à titre de service gratuit pendant 20 jours ouvrables consécutifs, suivi de nourriture contre travail pendant les jours restants de la saison sèche. La plupart des paysages dégradés ont été restaurés, avec des impacts positifs au cours des deux dernières décennies sur la fertilité des sols, la disponibilité de l'eau et la productivité des cultures. Cependant, l'utilisation abusive d'engrais, la faible survie des semis d'arbres et le manque de revenus provenant des exclos peuvent affecter la durabilité de ces mesures de restauration des terres (Gebremeskel et al., 2018).

### B. Parcours. Point chaud de la biodiversité, dégradation des terres et changement climatique : intensification des pâturages dans les Cerrados du Brésil

Les Cerrados sont une écorégion de savane tropicale au Brésil correspondant à un point chaud de la biodiversité avec moins de 2% de sa région protégée dans les parcs nationaux et les aires de conservation (Cava et al. 2018). L'élevage extensif de bétail (mécanisation limitée, faible utilisation d'engrais et d'intrants de semences) a mené à l'expansion des pâturages, y compris le défrichement des forêts pour obtenir des droits de propriété, qui s'est produit principalement de 1950 à 1975 (Martha et al., 2012). Malgré les gains de productivité observés au cours des trois dernières décennies (Martha et al., 2012), plus de la moitié de la superficie des pâturages est dégradée dans une certaine mesure, et il reste des défis à relever pour inverser la dégradation des prairies tout en tenant compte de la demande croissante et en évitant simultanément la conversion des habitats naturels (de Oliveira Silva et al., 2018). La plus grande part de la production se trouve dans des pâturages non fertilisés, souvent ensemencés avec des graminées fourragères vivaces d'origine africaine, principalement *Brachiaria* spp. (Cardoso et al., 2016). Cette période initiale d'intensification s'est faite en partie au détriment d'une déforestation incontrôlée importante, et les taux moyens d'ensemencement des animaux sont demeurés bien inférieurs à la capacité de charge potentielle (Strassburg et al., 2014). Les changements dans l'utilisation des terres sont difficiles à inverser puisque l'abandon des pâturages n'entraîne pas la restauration spontanée de la savane ancienne (Cava et al., 2018); de plus, la conversion des pâturages en cultures est fréquente, soutenant près de la moitié de l'expansion des terres cultivées dans l'État du Mato Grosso entre 2000 et 2013 (Cohn et al., 2016). L'intensification des pâturages par le chaulage, la fertilisation et le pâturage contrôlé pourrait augmenter le carbone organique du sol et réduire l'intensité nette des émissions de GES par unité de produit de viande, mais seulement à un coût d'investissement accru par unité de surface (de Oliveira Silva et al., 2017). Les scénarios projetant un découplage entre la déforestation et l'intensification accrue des pâturages fournissent la base d'une contribution déterminée au niveau national (CDN) du Brésil qui est potentiellement compatible avec une tendance à la hausse de la production animale pour répondre à la demande croissante (de Oliveira Silva et al., 2018). La déforestation au Brésil a considérablement diminué entre 2004 et 2014 dans l'inventaire national, mais des données et des analyses récentes suggèrent que la diminution de la déforestation et les réductions des émissions de GES qui en résultent ont ralenti, voire cessé (PNUE 2017).

### C. Forêts semi-naturelles. Point chaud de la biodiversité, dégradation des terres, changement climatique et insécurité alimentaire : restauration et résilience des forêts tropicales en Indonésie

Au cours des deux dernières décennies, le couvert forestier en Indonésie a diminué de 150 000 km<sup>2</sup> au cours de la période 1990-2000 (Stibig et al., 2014) et d'environ 158 000 km<sup>2</sup> au cours de la période 2000-2012 (Hansen et al., 2013), dont la majeure partie a été convertie en terres agricoles (p. ex. palmiers à huile, plantations de bois à pâte). Selon des estimations récentes, la déforestation en Indonésie concerne principalement les forêts primaires, y compris les forêts intactes et dégradées, ce qui entraîne une perte de biodiversité et une réduction des potentiels de séquestration du carbone (p. ex. Margono et al., 2014). Par exemple, Graham et coll. (2017) ont estimé que les stratégies suivantes pour réduire la déforestation et la dégradation des forêts peuvent augmenter de manière rentable la séquestration du carbone et réduire les émissions de carbone en 30 ans : reboisement (3,54 GtCO<sub>2</sub>), limitation de l'expansion des plantations de palmiers à huile et de bois dans les forêts (3,07 GtCO<sub>2</sub> et 3,05 GtCO<sub>2</sub>,

respectivement), réduction de l'exploitation forestière illégale (2,34 GtCO<sub>2</sub>) et arrêt de la perte illégale de forêts dans les aires protégées (1,52 GtCO<sub>2</sub>) à un coût total de 15,7 USD tC<sup>-1</sup>. L'importance de l'atténuation des forêts en Indonésie est indiquée par le NDC, où entre la moitié et les deux tiers de l'objectif d'émissions de 2030 par rapport à un scénario de statu quo proviennent de la réduction de la déforestation, de la dégradation des forêts, du drainage des tourbières et des incendies (Grassi et al., 2017). Éviter la déforestation et le reboisement pourrait avoir de multiples avantages en améliorant la conservation de la biodiversité et les possibilités d'emploi, tout en réduisant l'exploitation forestière illégale dans les zones protégées. Cependant, ces options pourraient également avoir des effets secondaires négatifs si elles privent les communautés locales de l'accès aux ressources naturelles (Graham et al., 2017). L'adoption de la certification de la Table ronde sur l'huile de palme durable dans les plantations de palmiers à huile a réduit les taux de déforestation d'environ 33% au cours de la période 2001-2015 (co-avantages avec l'atténuation), et les taux d'incendie beaucoup plus que pour les plantations non certifiées (Carlson et al. 2018). Cependant, étant donné que les plantations de palmiers à huile à grande échelle sont l'un des principaux moteurs de la déforestation en Indonésie, des informations objectives sur la trajectoire de référence pour le défrichement du palmier à huile sont nécessaires pour évaluer plus en détail les engagements, les réglementations et la transparence dans le développement des plantations (Gaveau et al. 2016). Pour les options d'adaptation, le programme de foresterie communautaire Hutan Desa (forêt villageoise) à Sumatra et Kalimantan a permis d'éviter la déforestation (co-bénéfices avec l'atténuation) de 0,6 à 0,9 ha km<sup>-2</sup> à Sumatra et de 0,6 et 0,8 ha km<sup>-2</sup> à Kalimantan au cours de la période 2012-2016 ; Santika et al., 2017), améliorer les moyens de subsistance locaux et restaurer les écosystèmes dégradés (effets secondaires positifs pour l'approvisionnement du PCN) (p. ex. Pohnan et al., 2015).

Enfin, l'établissement de concessions de restauration des écosystèmes en Indonésie (couvrant plus de 5 500 km<sup>2</sup> de forêts aujourd'hui, et 16 000 km<sup>2</sup> alloués pour l'avenir) facilite la plantation d'essences de bois commerciales (co-bénéfices avec atténuation), tout en aidant à la régénération naturelle, en préservant des habitats et des espèces importants, et en améliorant le bien-être et les revenus locaux (effets secondaires positifs pour la fourniture de contributions de la nature à l'homme), à des coûts relativement inférieurs à ceux des concessions forestières (Silalahi et al., 2017).

#### **D. Villages. Dégradation des terres, surexploitation des eaux souterraines, changement climatique et insécurité alimentaire : villages intelligents face au climat en Inde**

L'agriculture indienne, qui comprend à la fois l'agriculture pluviale dépendante de la mousson (58%) et l'agriculture irriguée, est exposée à la variabilité et au changement climatiques. Au cours des dernières années, la fréquence des sécheresses, des cyclones et des tempêtes de grêle a augmenté, avec de graves sécheresses dans huit des 15 années entre 2002 et 2017 (Srinivasa Rao et al., 2016; Mujumdar et coll., 2017). De telles sécheresses entraînent d'importantes baisses de rendement pour les principales cultures comme le blé dans la plaine indo-gangétique (Zhang et al., 2017). Le développement d'une technologie de pompe submersible dans les années 1990, combiné à des politiques publiques qui fournissent aux agriculteurs de l'électricité gratuite pour l'irrigation des eaux souterraines, a entraîné une augmentation spectaculaire de l'agriculture irriguée (Shah et al., 2012). Ce changement a conduit à une dépendance accrue à l'égard de l'irrigation des eaux souterraines et a provoqué une crise des eaux souterraines, avec des impacts importants sur les socio-écosystèmes. Un nombre croissant d'agriculteurs signalent des défaillances de puits de forage, soit en raison d'un pompage excessif d'un puits existant, soit d'un manque d'eau dans de nouveaux puits. La diminution du niveau de la nappe phréatique a supprimé la recharge des lits des rivières, transformant les rivières permanentes en cours d'eau éphémères (Srinivasan et al., 2015). Des puits ont récemment été forés dans des zones de hautes terres, où l'irrigation des eaux souterraines augmente également (Robert et al., 2017). Parmi les autres défis, citons la diminution de la matière organique du sol et de la fertilité dans les monocultures et les systèmes riz/blé. Les terres inoccupées sont rares, ce qui signifie que le potentiel d'expansion de la superficie cultivée est très limité (Aggarwal et al., 2018). Dans les zones rurales, les régimes alimentaires sont déficients en protéines, en fibres alimentaires et en fer, et se composent principalement de céréales et de légumineuses cultivées et/ou achetées dans le cadre de programmes de protection sociale (Vatsala et al., 2017). Les cultivateurs sont souvent endettés, et les taux de suicide sont beaucoup plus élevés que la moyenne nationale, en particulier pour ceux fortement endettés (Merriott 2016). L'utilisation généralisée de pompes diesel pour l'irrigation, en particulier pour les rizières, l'utilisation élevée d'engrais inorganiques et la combustion de résidus de cultures entraînent des émissions élevées de GES (Aggarwal et al., 2018). L'approche village climat-intelligent (CSV) vise à augmenter le rendement agricole, le revenu, l'efficacité de l'utilisation des intrants (eau, nutriments et énergie) et à réduire les émissions de GES (Aggarwal et al., 2018). Les interventions agricoles intelligentes face au climat sont considérées dans un sens large en incluant les pratiques, les technologies, les services d'information sur le climat, les assurances, les institutions, les politiques et les finances. Les options diffèrent en fonction du site CSV, de ses caractéristiques agroécologiques, de son niveau de développement, de la capacité et de l'intérêt des agriculteurs et du gouvernement local (Aggarwal et al., 2018). Parmi les interventions sélectionnées figuraient la diversification des cultures, l'agriculture de conservation (travail minimum du sol, rétention des résidus, nivellement au laser), les variétés améliorées, l'assurance basée sur les conditions météorologiques, les services de conseil agricole, l'agriculture de précision et l'agroforesterie. Des coopératives d'agriculteurs ont été créées pour louer de la machinerie agricole, obtenir des crédits gouvernementaux pour les intrants et partager leurs expériences et leurs connaissances. Les pratiques de travail du sol et l'incorporation de résidus ont augmenté les rendements riz-blé de 5 à 37 %, les revenus de 28 à 40 %, les émissions de GES de 16 à 25 % et l'efficacité de l'utilisation de l'eau de 30 % (Jat et al., 2015). Le portefeuille d'options proposé par l'approche CSV a été intégré à la stratégie de développement agricole de certains États comme l'Haryana.

### E. Dense settlements. Climate change and food: Green infrastructures

Les épisodes de chaleur accablante ont entraîné des taux de mortalité et de morbidité particulièrement élevés dans les villes, car les populations urbaines sont poussées au-delà de leurs capacités d'adaptation, ce qui entraîne une augmentation des taux de mortalité de 30 à 130 % dans les grandes villes des pays développés (Norton et al., 2015). L'augmentation de la mortalité et de la morbidité attribuables aux épisodes de chaleur accablante est exacerbée dans les populations urbaines par l'effet d'îlot de chaleur urbain (Gabriel et Endlicher, 2011; Schatz et Kucharik, 2015), qui peuvent être limités par le développement d'infrastructures vertes dans les villes. L'infrastructure verte urbaine comprend des espaces verts publics et privés – comme la végétation indigène restante, les parcs, les jardins privés, les terrains de golf, les arbres de rue, l'agriculture urbaine – et d'autres options d'ingénierie, comme les toits verts, les murs verts, les biofiltres et les jardins de pluie (Norton et al., 2015). Augmenter la quantité de végétation, ou d'infrastructure verte, dans une ville est une façon d'aider à réduire les maxima et les variations de la température de l'air urbain. On estime que l'augmentation de la végétation de 10 % à Melbourne, en Australie, réduira les températures de surface urbaines diurnes d'environ 1 °C pendant les épisodes de chaleur extrême (Coutts et Harris, 2013). L'agriculture urbaine (un type d'infrastructure verte urbaine) est largement motivée par le désir de reconnecter la production et la consommation alimentaires (Whittinghill et Rowe, 2012) (chapitre 5). Même si l'agriculture urbaine ne peut répondre qu'à une très faible part de la demande globale d'aliments urbains, elle fournit des aliments frais et locaux, en particulier des fruits périssables et des cultures qui sont généralement expédiés de loin et vendus à des prix élevés (Thomaier et al., 2015). Les jardins urbains et les fermes vivrières sont souvent lancés par des initiatives locales (Ercilla-Montserrat et al. 2019) qui occupent des espaces urbains vacants. Au cours des dernières années, un nombre croissant de projets d'agriculture urbaine (appelés agriculture à superficie nulle, ou Z-agriculture, Thomaier et al., 2015) ont été établis dans et sur des bâtiments existants, en utilisant des espaces sur les toits ou des bâtiments abandonnés grâce à des contrats entre des entreprises alimentaires et des propriétaires de bâtiments. Presque toutes les fermes Z sont situées dans des villes de plus de 150 000 habitants, dont la majorité dans des villes nord-américaines comme New York, Chicago et Toronto (Thomaier et al., 2015). Ils dépendent de la disponibilité des bâtiments vacants et des toits, ce qui leur permet de concurrencer d'autres utilisations, telles que les systèmes solaires sur le toit. L'agriculture urbaine, cependant, présente des niveaux potentiellement élevés de pollution des sols et de polluants atmosphériques, ce qui peut entraîner une contamination des cultures et des risques pour la santé. Ces effets indésirables pourraient être réduits sur les toits (Harada et al., 2019) ou dans des environnements contrôlés.

#### 6.1.4 Défis présentés dans les scénarios futurs

Dans la présente section, l'évolution de plusieurs défis (changements climatiques, atténuation, adaptation, désertification, dégradation des terres, insécurité alimentaire, biodiversité et eau) à l'avenir est évaluée, en mettant l'accent sur des analyses mondiales. L'effet des options d'intervention sur ces défis fonciers à l'avenir est discuté à la section 6.4.4. Dans la mesure du possible, les études quantifiant ces défis dans les parcours socioéconomiques partagés (PSS) (O'Neill et al., 2014) (chapitre 1, encadré 1 transversal et encadré 9 du présent chapitre) devraient être utilisées pour évaluer les scénarios futurs qui pourraient faire l'état de multiples défis à l'avenir.

**Changements climatiques :** Sans efforts supplémentaires pour atténuer les effets, l'augmentation de la température moyenne mondiale devrait augmenter de 2 °C à 7,8 °C en 2100 par rapport à la période de référence de 1850 à 1900 (Clarke et al., 2014; Chapitre 2). Le niveau de réchauffement varie selon le modèle climatique (Collins et al., 2013), les incertitudes du système terrestre (Clarke et al., 2014) et les hypothèses socioéconomiques et technologiques (Clarke et al., 2014; Riahi et coll., 2017). Le réchauffement terrestre est de 1,2 à 1,4 fois plus élevé que l'augmentation de la température moyenne mondiale; le réchauffement dans la région arctique est de 2,4 à 2,6 fois plus élevé que celui des tropiques (Collins et al., 2013). L'augmentation de la température moyenne mondiale

s'accompagne d'une augmentation des précipitations mondiales; toutefois, l'effet varie d'une région à l'autre, certaines régions devant connaître une augmentation des précipitations et d'autres des diminutions (Collins et al., 2013) (chapitre 2). De plus, les changements climatiques ont également des répercussions sur les événements extrêmes (p. ex. sécheresse, vagues de chaleur, etc.), la disponibilité de l'eau douce et d'autres aspects du système terrestre (chapitre 2).

**Atténuation :** Les défis liés à l'atténuation dépendent des émissions sous-jacentes et de la « capacité d'atténuation », y compris la disponibilité de la technologie, les institutions stratégiques et les ressources financières (O'Neill et coll., 2014). Les défis en matière d'atténuation sont élevés dans le PSS3 et le PSS5, moyens dans le PSS2 et faibles dans le PSS1 et le PSS4 (O'Neill et al., 2014, 2017; Riahi et coll., 2017).

**Adaptation :** Les défis liés à l'adaptation dépendent du risque climatique et de la capacité d'adaptation, y compris la disponibilité des technologies, l'efficacité des institutions et les ressources financières (O'Neill et al., 2014). Les défis en matière d'adaptation sont élevés dans les PSS3 et 4, moyens dans les PSS2 et faibles dans les PSS1 et 5 (O'Neill et coll., 2014, 2017; Riahi et coll., 2017).

**Désertification:** La combinaison des changements climatiques et de l'utilisation des terres peut entraîner une diminution de la couverture des sols dans les terres arides (chapitre 3). La population vivant dans les terres arides devrait augmenter de 43

% dans le SSP2-Baseline, en raison à la fois de l'augmentation de la population et de l'expansion de la superficie des terres arides (UNCCD 2017).

**Dégradation des terres :** Les changements futurs dans l'utilisation des terres et le climat ont des répercussions sur la dégradation des terres, y compris les répercussions sur l'érosion des sols, la végétation, les incendies et l'érosion côtière (chapitre 4; IPBES 2018). Par exemple, le carbone organique du sol devrait diminuer de 99 GtCO<sub>2</sub>e en 2050 dans un scénario de référence SSP2, en raison de la gestion des terres et de l'expansion de la superficie agricole (Ten Brink et al., 2018).

**Insécurité alimentaire :** L'insécurité alimentaire dans les scénarios futurs varie considérablement, selon le développement socio-économique et l'étude. Par exemple, la population à risque de faim varie de 0 à 800 millions en 2050 (Hasegawa et al., 2015a; Ringler et coll., 2016; Fujimori et coll., 2018; Hasegawa et coll., 2018; Fujimori et coll., 2019; Baldos et Hertel, 2015) et 0 à 600 millions en 2100 (Hasegawa et al., 2015a). Les prix des aliments en 2100 dans les scénarios non axés sur l'atténuation varient de 0,9 à environ deux fois leurs valeurs de 2005 (Hasegawa et al., 2015a; Calvin et coll., 2014; Popp et coll., 2017). L'insécurité alimentaire dépend à la fois du revenu et des prix des aliments (Fujimori et al., 2018). Un revenu plus élevé (p. ex. SSP1, SSP5), des rendements plus élevés (p. ex. SSP1, SSP5) et des régimes alimentaires moins gourmands en viande (p. ex. SSP1) ont tendance à entraîner une réduction de l'insécurité alimentaire (Hasegawa et coll., 2018; Fujimori et coll., 2018).

**Biodiversité :** Les taux d'extinction futurs des espèces varient de déclin modestes à des augmentations de 100 fois par rapport aux taux du 20<sup>e</sup> siècle, selon les espèces (p. ex. plantes,

vertébrés, invertébrés, oiseaux, poissons, coraux), le degré de changement dans l'utilisation des terres, le niveau de changement climatique et les hypothèses sur la migration (Pereira et al., 2010). On estime également que l'abondance moyenne des espèces (MSA) diminuera à l'avenir de 10 à 20 % en 2050 (Van Vuuren et al., 2015; Pereira et coll., 2010). Les scénarios d'expansion accrue des terres cultivées entraînent des déclin plus importants de la MSA (UNCCD, 2017) et de la richesse en espèces (Newbold et al., 2015).

**Stress hydrique :** Les changements dans l'approvisionnement en eau (en raison du changement climatique) et la demande en eau (en raison du développement socio-économique) à l'avenir ont des répercussions sur le stress hydrique. Les prélèvements d'eau pour l'irrigation viennent d'environ 2500 km<sub>3</sub> ans<sup>-1</sup> en 2005 à entre 2900 et 9000 km<sub>3</sub> ans<sup>-1</sup> à la fin du siècle (Chaturvedi et al., 2013; Wada et Bierkens, 2014; Hejazi et coll., 2014a; Kim et coll., 2016; Graham et coll., 2018; Bonsch et coll., 2015); les prélèvements totaux d'eau à la fin du siècle varient de 5000 à 13 000 km<sub>3</sub> ans<sup>-1</sup> (Wada et Bierkens, 2014; Hejazi et coll., 2014a; Kim et coll., 2016; Graham et coll., 2018). L'ampleur du changement dans l'irrigation et les prélèvements totaux d'eau dépend de la population, du revenu et de la technologie (Hejazi et al., 2014a; Graham et coll., 2018). L'effet combiné des changements dans l'approvisionnement en eau et la demande d'eau entraînera une augmentation de 1 à 6 milliards de personnes vivant dans des zones de stress hydrique (Schlosser et al., 2014; Hanasaki et coll., 2013; Hejazi et coll., 2014b). Les changements dans la qualité de l'eau ne sont pas évalués ici, mais pourraient être importants (Liu et al., 2017).

**Scénarios comportant plusieurs défis :** Le tableau 6.2 résume les défis dans les cinq scénarios de référence du PSS.

**Tableau 6.2 | Évaluation des défis futurs aux changements climatiques, à l'atténuation, à l'adaptation, à la désertification, à la dégradation des terres, à l'insécurité alimentaire, au stress hydrique et à la biodiversité dans les scénarios de référence du SSP.**

SSP	Summary of challenges
SSP1	<p>SSP1 (Van Vuuren et al., 2017b) présente de faibles défis en matière d'atténuation et d'adaptation. Le scénario de référence qui en résulte comprend :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• changement climatique continu, mais modéré : la température moyenne mondiale augmente de 3 à 3,5 °C en 2100 (Huppmann et al., 2018; Riahi et coll., 2017)</li> <li>• faibles niveaux d'insécurité alimentaire: la malnutrition est éliminée d'ici 2050 (Hasegawa et al., 2015a)</li> <li>• déclin de la biodiversité: la perte de biodiversité passe de 34 % en 2010 à 38 % en 2100 (CNULD 2017)</li> <li>• stress hydrique élevé : les prélèvements d'eau dans le monde diminuent légèrement par rapport au niveau de référence de 2071-2100, mais environ 2,6 milliards de personnes vivent dans des zones de stress hydrique (Hanasaki et al., 2013).</li> </ul> <p>En outre, ce scénario est susceptible d'avoir moins de défis liés à la désertification, à la dégradation des terres et à la perte de biodiversité que le SSP2, car il a une population plus faible, un changement d'utilisation des terres plus faible et un changement climatique plus faible (Riahi et al. 2017).</p>
SSP2	<p>SSP2 (Fricko et al., 2017) est un scénario présentant des défis moyens en matière d'atténuation et des défis moyens en matière d'adaptation. Le scénario de référence qui en résulte comprend :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• poursuite du changement climatique: la température moyenne mondiale augmente de 3,8 °C à 4,3 °C en 2100 (Fricko et al., 2017; Huppmann et coll., 2018; Riahi et coll., 2017)</li> <li>• défis accrus liés à la désertification: la population vivant dans les terres arides devrait augmenter de 43% en 2050 (UNCCD 2017)</li> <li>• dégradation accrue des terres: le carbone organique des sols devrait diminuer de 99 GtCO<sub>2</sub>e en 2050 (Ten Brink et al., 2018)</li> <li>• faibles niveaux d'insécurité alimentaire: la malnutrition est éliminée d'ici 2100 (Hasegawa et al., 2015a)</li> <li>• déclin de la biodiversité: la perte de biodiversité passe de 34 % en 2010 à 43 % en 2100 (CNULD 2017)</li> <li>• stress hydrique élevé : les prélèvements d'eau à l'échelle mondiale doublent presque par rapport au niveau de référence de 2071 à 2100, environ 4 milliards de personnes vivant dans des zones de stress hydrique (Hanasaki et al., 2013).</li> </ul>
SSP3	<p>SSP3 (Fujimori et al., 2017) est un scénario présentant des défis élevés en matière d'atténuation et des défis élevés en matière d'adaptation. Le scénario de référence qui en résulte comprend :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• changement climatique continu : la température moyenne mondiale augmente de 4 °C à 4,8 °C en 2100 (Huppmann et al., 2018; Riahi et coll., 2017)</li> <li>• niveaux élevés d'insécurité alimentaire: environ 600 millions de personnes sous-alimentées en 2100 (Hasegawa et al., 2015a)</li> <li>• déclin de la biodiversité: la perte de biodiversité passe de 34 % en 2010 à 46 % en 2100 (CNULD 2017)</li> <li>• stress hydrique élevé : les prélèvements d'eau mondiaux ont plus que doublé par rapport au niveau de référence en 2071-2100, environ 5,5 milliards de personnes vivant dans des zones de stress hydrique (Hanasaki et al., 2013).</li> </ul> <p>En outre, ce scénario est susceptible d'avoir des défis plus élevés à la désertification, à la dégradation des terres et à la perte de biodiversité que le SSP2, car il a une population plus élevée, un changement d'utilisation des terres plus élevé et un changement climatique plus élevé (Riahi et al. 2017).</p>
SSP4	<p>SSP4 (Calvin et al., 2017) présente de grands défis en matière d'adaptation, mais de faibles défis en matière d'atténuation. Le scénario de référence qui en résulte comprend :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• poursuite des changements climatiques : la température moyenne mondiale augmente de 3,4 °C à 3,8 °C en 2100 (Calvin et al., 2017; Huppmann et coll., 2018; Riahi et coll., 2017)</li> <li>• niveaux élevés d'insécurité alimentaire : environ 400 millions de personnes sous-alimentées en 2100 (Hasegawa et al., 2015a)</li> <li>• stress hydrique élevé : environ 3,5 milliards de personnes vivent dans des zones de stress hydrique en 2100 (Hanasaki et al., 2013).</li> </ul> <p>De plus, ce scénario est susceptible d'avoir des effets similaires sur la perte de biodiversité que le SSP2, car il a des changements similaires dans l'utilisation des terres et des changements climatiques similaires (Riahi et al., 2017).</p>
SSP5	<p>Le PSS5 (Kriegler et al., 2017) présente de grands défis en matière d'atténuation, mais de faibles défis en matière d'adaptation. Le scénario de référence qui en résulte comprend :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• changement climatique continu: la température moyenne mondiale augmente de 4,6 °C à 5,4 °C en 2100 (Kriegler et al., 2017; Huppmann et coll., 2018; Riahi et coll., 2017)</li> <li>• faibles niveaux d'insécurité alimentaire : la malnutrition est éliminée d'ici 2050 (Hasegawa et al., 2015a)</li> <li>• utilisation accrue de l'eau et rareté de l'eau : les prélèvements d'eau dans le monde augmentent d'environ 80 % en 2071-2100, près de 50 % de la population vivant dans des zones de stress hydrique (Hanasaki et al., 2013).</li> </ul> <p>De plus, ce scénario est susceptible d'avoir des effets plus importants sur la perte de biodiversité en tant que SSP2, car il a des changements similaires dans l'utilisation des terres et des changements climatiques plus élevés (Riahi et al., 2017).</p>

## 6.2 Options d'intervention, avantages connexes et effets secondaires indésirables dans l'ensemble des défis terrestres

La présente section décrit les options d'intervention intégrée disponibles pour relever les défis fonciers que sont l'atténuation des changements climatiques, l'adaptation aux changements climatiques, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire. Celles-ci peuvent être classées en options qui reposent sur (i) la gestion des terres, (ii) la gestion de la chaîne de valeur et (iii) la gestion des risques (figure 6.5). Les options d'intervention intégrée en matière de gestion des terres peuvent être regroupées en fonction de celles qui sont appliquées en agriculture, dans les forêts, sur les sols, dans d'autres écosystèmes ou dans tous les écosystèmes et de celles qui sont appliquées spécifiquement pour l'élimination du dioxyde de carbone (PCEM). Les options de réponse intégrée à la gestion de la chaîne de valeur peuvent être classées comme celles basées sur la gestion de la demande et la gestion de l'offre. Les options de gestion des risques sont regroupées (figure 6.5).

Il convient de noter que les options d'intervention intégrée ne s'excluent pas mutuellement – par exemple, la gestion des terres cultivées pourrait également accroître les stocks de matière organique du sol – et qu'un certain nombre d'options d'intervention intégrée comprennent un certain nombre de pratiques – par exemple, l'amélioration de la gestion des terres cultivées est un ensemble de pratiques comprenant :

la gestion de la culture, y compris les pratiques à forte teneur en carbone, par exemple, l'amélioration des variétés de cultures, la rotation des cultures, l'utilisation de cultures de couverture, les systèmes de culture pérenne, la biotechnologie agricole

gestion des nutriments: y compris le taux d'application optimisé des engrais, le type d'engrais [organique et minéral], le

calendrier, l'application de précision, les inhibiteurs

réduction de l'intensité du travail du sol et de la rétention des résidus

amélioration de la gestion de l'eau : y compris le drainage des sols minéraux gorgés d'eau et l'irrigation des cultures dans des conditions arides/semi-arides

l'amélioration de la gestion du riz, y compris la gestion de l'eau, comme le drainage à mi-saison, et l'amélioration de la fertilisation et de la gestion des résidus dans les systèmes de riz paddy.

Dans cette section, nous ne traitons que des options d'intervention intégrées, et non des politiques qui sont actuellement ou qui pourraient être mises en œuvre pour permettre leur application; c'est l'objet du chapitre 7. Notez également que les conditions favorables telles que les connaissances autochtones et locales, les questions de genre, la gouvernance, etc., ne sont pas classées comme des options d'intervention intégrées (section 6.1.2). Certaines méthodes suggérées pour relever les défis fonciers sont mieux décrites comme des cadres généraux que comme des options d'intervention intégrées. Par exemple, l'agriculture intelligente face au climat est un ensemble d'options d'intervention intégrée visant à fournir des mesures d'atténuation et d'adaptation dans l'agriculture, y compris une meilleure gestion des terres cultivées, une gestion des pâturages et une gestion du bétail. Le tableau 6.3 montre comment un certain nombre de cadres généraux sont composés d'une gamme d'options d'intervention intégrées.

De même, les objectifs stratégiques, tels que la neutralité en matière de dégradation des terres (examinés plus en détail au chapitre 7), ne sont pas considérés comme des options d'intervention intégrée. Pour cette raison, la neutralité en matière de dégradation des terres et les cadres généraux, tels que ceux décrits au tableau 6.3, n'apparaissent pas comme des options d'intervention dans les sections suivantes, mais les options d'intervention intégrée qui contribuent à la réalisation de ces objectifs politiques ou cadres généraux sont examinées en détail.

Figure 6.5 | Catégorisation large des options classées en trois classes principales et huit sous-classes.

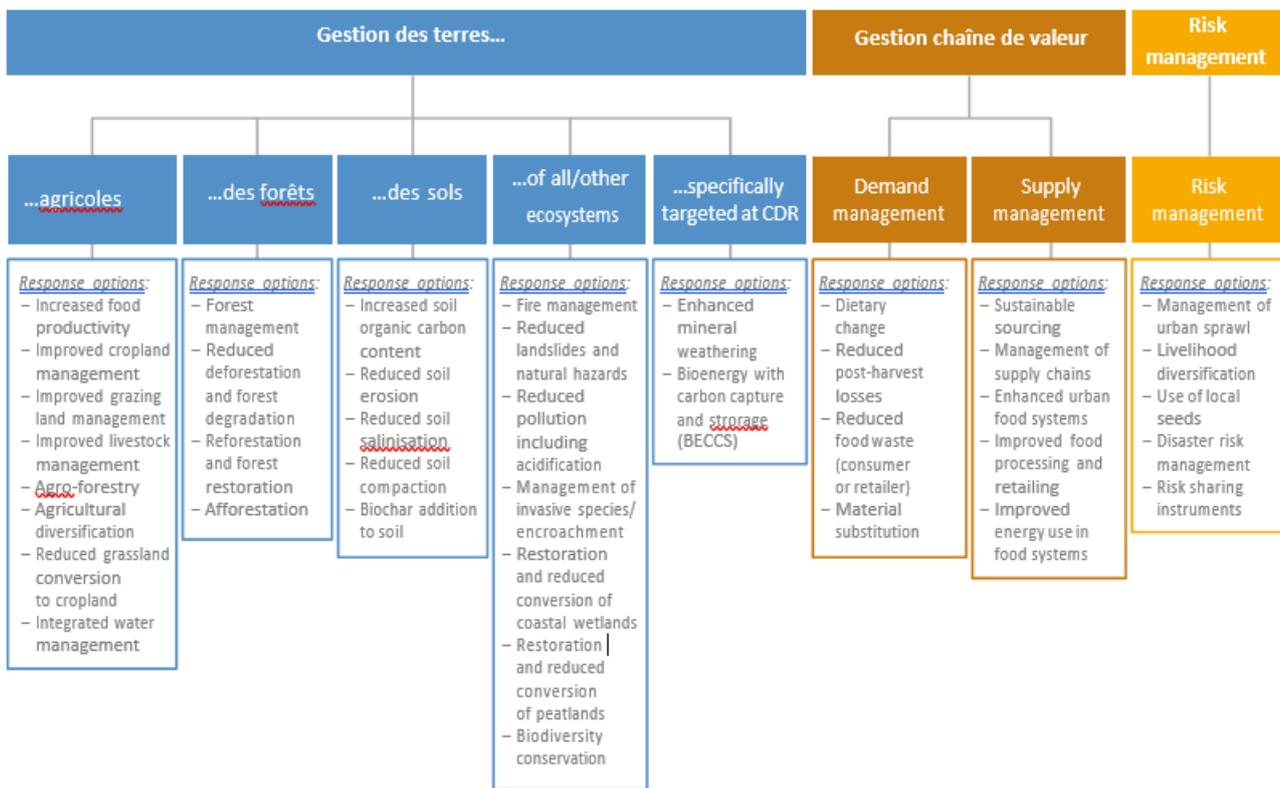


Tableau 6.3 | Exemples de cadres généraux qui consistent en une gamme d'options d'intervention.

Cadre (définition utilisée)	Nature-based solutions (IUCN)	Agro-ecology (FAO)	Climate smart agriculture (FAO)	Ecosystem-based adaptation (CBD)	Conservation agriculture (FAO)	Community-based adaptation (IIED)	Integrated landscape management including	Precision agriculture (FAO)	Sustainable forest management (UN)	Sustainable intensification (Cross-Chapter Box)	Organic agriculture (FAO)
<b>Options d'intervention fondées sur la gestion des terres</b>											
Augmentation de la productivité alimentaire			●		●		●	●		●	
Amélioration de la gestion des terres cultivées		●	●		●	●	●	●		●	●
Amélioration de la gestion des pâturages		●	●	●		●	●			●	●
Amélioration de la gestion du bétail		●	●			●	●			●	●
Agroforesterie		●	●	●		●	●			●	●
Diversification agricole		●	●			●	●			●	●
Réduction de la conversion des prairies en terres cultivées		●	●	●		●	●			●	●
Gestion intégrée de l'eau	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●
Aménagement de la forêt	●	●	●	●		●	●		●		
Réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts		●	●	●		●	●				
Reboisement et restauration des forêts	●	●	●	●		●	●		●		
Boisement		●	●	●		●	●				
Accroissement de la teneur en carbone organique du sol		●	●	●	●	●	●			●	●
Réduction de l'érosion des sols		●	●	●	●	●	●			●	●
Réduction de la salinisation du sol		●	●	●	●	●	●	●		●	●
Réduction du compactage des sols		●	●	●	●	●	●			●	●
Ajout de Biochar au sol		●	●	●		●	●				
Gestion des incendies		●	●	●		●	●		●		
Réduction des glissements de terrain et des risques naturels		●	●	●		●	●				
Réduction de la pollution, y compris l'acidification							●	●		●	●
Gestion des espèces envahissantes/empiètement	●	●	●	●		●	●		●		●
Restauration et réduction de la conversion des milieux humides côtiers		●	●	●		●	●				
Restauration et réduction de la conversion des tourbières		●	●	●	●	●	●				
Conservation de la biodiversité	●	●	●	●	●	●	●		●	●	
Altération améliorée des minéraux											
Bioénergie et BECCS							●				
<b>Options de réponse basées sur la gestion de la chaîne de valeur</b>											
Changement alimentaire		●									●
Réduction des pertes après récolte		●	●			●		●			●
Réduction du gaspillage alimentaire (consommateur ou détaillant)		●									
Substitution de matériaux											

Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

Approvisionnement durable		●	●			●	●				●
Gestion des chaînes d'approvisionnement		●	●								
Amélioration des systèmes alimentaires urbains		●	●			●	●	●		●	●
Amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments		●									
Amélioration de la consommation d'énergie dans les systèmes alimentaires		●	●		●			●		●	
<b>Options d'intervention fondées sur la gestion des risques</b>											
Gestion de l'étalement urbain				●		●	●				
Diversification des moyens de subsistance		●	●	●		●	●	●			
Utilisation de semences locales	●	●	●	●		●	●				
Gestion des risques de catastrophe	●			●		●	●				●
Instruments de partage des risques										●	

Table 6.4 | Cartographie des options d'intervention envisagées dans le présent rapport (SRCCL) et sr15.

SRCCL Option/options de réponse	SR15 Option/options de réponse
Boisement	Boisement
Reboisement et restauration des forêts	Reboisement et réduction de la dégradation des terres et restauration des forêts
Diversification agricole	Systèmes de polyculture-élevage
Agroforesterie	Agroforesterie et sylviculture
Ajout de Biochar au sol	Biochar
Conservation de la biodiversité	Conservation de la biodiversité
Bioénergie et bioénergie avec captage et stockage du carbone (BECS)	BECS (par combustion, gazéification ou fermentation)
Changement alimentaire	Changements alimentaires, réduction de la consommation de viande
Gestion des risques de catastrophe	Services climatiques
	Adaptation communautaire
Amélioration des systèmes alimentaires urbains	Agriculture et sylviculture urbaines et périurbaines
Altération améliorée des minéraux	Minéralisation du dioxyde de carbone atmosphérique (CO <sub>2</sub> ) grâce à l'altération accrue des roches
Gestion des incendies	Lutte contre les incendies et lutte antiparasitaire (écologique)
Aménagement forestier	Aménagement forestier
Amélioration de la gestion des terres cultivées	Réduction du méthane dans les rizières
Amélioration de la gestion des terres cultivées	Réduction de la pollution par l'azote, par exemple par la réduction des engrais, l'augmentation de l'efficacité des engrais azotés, les engrais durables
	Agriculture de précision
	Agriculture de conservation
Amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments	
Amélioration de la gestion des pâturages	Gestion du bétail et du pâturage, p. ex. réduction du méthane et de l'ammoniac chez les ruminants grâce à la gestion de l'alimentation ou aux additifs alimentaires, ou gestion du fumier pour la production locale de biogaz pour remplacer l'utilisation traditionnelle de la biomasse
Amélioration de la gestion du bétail	Gestion du fumier
Efficacité énergétique accrue dans les systèmes alimentaires	
Augmentation de la productivité alimentaire	Accroître la productivité agricole
Augmentation de la teneur en carbone organique du sol	Changer les pratiques agricoles pour améliorer la teneur en carbone du sol
	Amélioration du carbone dans le sol, amélioration de la séquestration du carbone dans le biote et les sols, par exemple avec des plantes à fort potentiel de séquestration du carbone – ainsi que l'agriculture, la foresterie et d'autres mesures d'utilisation des terres (AFOLU).
Gestion intégrée de l'eau	Efficacité de l'irrigation
Diversification des moyens de subsistance	
Gestion des espèces envahissantes/empiètement	
Gestion des chaînes d'approvisionnement	
Gestion de l'étalement urbain	Services écosystémiques urbains
	Utilisation des terres résiliente au climat
Substitution de matériaux	Substitution matérielle du CO <sub>2</sub> fossile par du bio-CO <sub>2</sub> dans des applications industrielles (p. ex. l'industrie des boissons)
	Captage et utilisation du carbone (CCU); bioplastiques (biomatériaux remplaçant les combustibles fossiles comme matière première dans la production de produits chimiques et de polymères), fibre de carbone
Réduction de l'érosion des sols	
Compactage réduit du sol	
Réduction de la déforestation	Réduction de la déforestation, protection des forêts, conversion des forêts évitée
Réduction du gaspillage alimentaire (consommateur ou détaillant)	Réduction du gaspillage alimentaire (y compris la réutilisation des déchets de transformation des aliments pour le fourrage)
Réduction de la conversion des prairies en terres cultivées	
Réduction des glissements de terrain et des risques naturels	
Réduction de la pollution, y compris l'acidification	Réduction de la pollution atmosphérique
Réduction des pertes après récolte	
Réduction de la salinisation du sol	
Restauration et réduction de la conversion des milieux humides côtiers	Gestion du stress côtier
	Restauration des milieux humides (p. ex. restauration des terres côtières et tourbières, carbone bleu) et gestion des milieux humides
Restauration et réduction de la conversion des tourbières	
Instruments de partage des risques	Partage des risques
Approvisionnement durable	
Utilisation de semences locales	

L'ES15 a examiné un éventail d'options d'intervention (du point de vue de l'atténuation et de l'adaptation seulement). Le tableau 6.4 montre comment les options SR15 correspondent aux options de réponse envisagées dans le présent rapport (SRCCL). Il est à noter que le présent rapport exclut la plupart des options liées à l'énergie de la RS15, ainsi que l'infrastructure verte et l'aquaculture durable.

Avant de fournir l'évaluation quantitative des impacts de chaque option d'intervention en matière d'atténuation, d'adaptation, de désertification, de dégradation des terres et de sécurité alimentaire à la section 6.3, les options d'intervention intégrée sont décrites à la section 6.2.1 et toute spécificité contextuelle des effets est notée.

### 6.2.1 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des terres

#### 6.2.1.1 Integrated response options based on land management in agriculture

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres en agriculture sont décrites au tableau 6.5, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

#### 6.2.1.2 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans les forêts

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans les forêts sont décrites au tableau 6.6, qui indique

également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

#### 6.2.1.3 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des sols

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des sols sont décrites au tableau 6.7, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

#### 6.2.1.4 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres de tous les écosystèmes ou des autres écosystèmes

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans les autres écosystèmes sont décrites au tableau 6.8, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

#### 6.2.1.5 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour l'élimination du dioxyde de carbone (PCEM)

Les options d'intervention intégrée fondées spécifiquement sur la gestion des terres pour le PCEM sont décrites au tableau 6.9, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

Tableau 6.5 | Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans l'agriculture.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Augmentation de la productivité alimentaire	La productivité alimentaire augmente lorsque la production de produits alimentaires augmente par unité d'intrant, par exemple par unité de terre ou d'eau. Il peut être réalisé grâce à de nombreuses autres interventions telles que l'amélioration des terres cultivées, des pâturages et de la gestion du bétail.	De nombreuses interventions visant à accroître la production alimentaire, en particulier celles qui reposent sur des apports très importants de produits agrochimiques, présentent un large éventail d'externalités négatives, ce qui conduit à la proposition d'une intensification durable en tant que mécanisme permettant d'accroître la productivité à l'avenir afin d'éviter ces effets négatifs. L'intensification par l'apport supplémentaire d'engrais azotés, par exemple, aurait des effets négatifs sur la pollution du climat, du sol, de l'eau et de l'air. De même, si elle était mise en œuvre d'une manière qui surexploite les terres, des impacts négatifs importants se produiraient, mais si elles étaient obtenues grâce à une intensification durable et utilisées pour épargner les terres, elles pourraient réduire la pression sur les terres.
Amélioration de la gestion des terres cultivées	L'amélioration de la gestion des terres cultivées est un ensemble de pratiques comprenant a) la gestion de la culture: y compris les pratiques à haut apport de carbone, par exemple, l'amélioration des variétés de cultures, la rotation des cultures, l'utilisation de cultures de couverture, les systèmes de culture pérenne, les systèmes de production intégrés, la diversification des cultures, la biotechnologie agricole, b) la gestion des nutriments: y compris le taux d'application optimisé des engrais, le type d'engrais (fumiers organiques, compost et minéraux), le calendrier, l'application de précision, les inhibiteurs de nitrification, c) la réduction de l'intensité du	Une meilleure gestion des terres cultivées peut réduire les émissions de GES et créer des puits de carbone dans le sol, bien que si elle est mal mise en œuvre, elle pourrait augmenter les émissions d'oxyde nitreux et de méthane provenant des engrais azotés, des résidus de cultures et des amendements organiques. Il peut améliorer la résilience des systèmes de production de cultures vivrières au changement climatique et peut être utilisé pour lutter contre la désertification et la dégradation des terres en améliorant la gestion durable des terres. Il peut

	travail du sol et la rétention des résidus, d) l'amélioration de la gestion de l'eau: y compris le drainage des sols minéraux gorgés d'eau et l'irrigation des cultures dans des conditions arides / semi-arides, e) l'amélioration de la gestion du riz: y compris la gestion de l'eau telle que le drainage de mi-saison et l'amélioration de la fertilisation et de la gestion des résidus dans les systèmes de riz paddy, et f) l'application de biochar.	également contribuer à la sécurité alimentaire en comblant les écarts de rendement des cultures afin d'accroître la productivité alimentaire.
Amélioration de la gestion des pâturages	L'amélioration de la gestion des pâturages est un ensemble de pratiques comprenant a) la gestion de la végétation: y compris l'amélioration des variétés de graminées et de la composition des pâturages, l'enracinement profond, l'augmentation de la productivité et la gestion des éléments nutritifs, b) la gestion des animaux: y compris les densités de stockage appropriées adaptées à la capacité de charge, aux banques de fourrage et à la diversification fourragère, et c) la gestion des incendies: une meilleure utilisation du feu pour la gestion durable des prairies, y compris la prévention des incendies et l'amélioration du brûlage dirigé (voir également la gestion des incendies comme option d'intervention distincte) (tableau 6.8).	Une meilleure gestion des pâturages peut accroître les puits de carbone des sols, réduire les émissions de GES, améliorer la résilience des pâturages aux changements climatiques futurs, aider à réduire la désertification et la dégradation des terres en optimisant la densité de stockage et en réduisant le surpâturage, et peut renforcer la sécurité alimentaire grâce à une productivité accrue
Amélioration de la gestion du bétail	L'amélioration de la gestion du bétail est un ensemble de pratiques comprenant a) des aliments améliorés et des additifs alimentaires (p. ex. composés bioactifs, graisses), utilisés pour augmenter la productivité et réduire les émissions provenant de la fermentation entérique; b) la reproduction (p. ex., les races ayant une productivité plus élevée ou des émissions réduites dues à la fermentation entérique), c) la gestion du troupeau, y compris la diminution de la mortalité néonatale, l'amélioration des conditions sanitaires, la santé animale et le renouvellement du troupeau, et la diversification des espèces animales, d) les technologies émergentes (dont certaines ne sont pas légalement autorisées dans plusieurs pays) telles que les activateurs de propionate, les suppléments de nitrate et de sulfate, les inhibiteurs des archées et les vaccins archéaux, les méthanotrophes, les acétogènes, la défaunation du rumen, les bactériophages et les probiotiques, les ionophores/antibiotiques; et e) l'amélioration de la gestion du fumier, y compris la manipulation de la litière et des conditions d'entreposage, des digesteurs anaérobies; bio-filtres, changements alimentaires et additifs, inhibiteurs de nitrification appliqués au sol et nourris par des animaux, inhibiteurs de l'uréase, type d'engrais, taux et moment, manipulation des pratiques d'application du fumier et gestion du pâturage.	Une meilleure gestion du bétail peut réduire les émissions de GES, en particulier du méthane entérique et de la gestion du fumier. Il peut améliorer la résilience des systèmes de production animale au changement climatique en élevant un bétail mieux adapté. Elle peut contribuer à la désertification et à la dégradation des terres, par exemple en utilisant des races plus efficaces et mieux adaptées pour réduire les densités d'ensemencement. L'amélioration de la productivité du secteur de l'élevage peut également accroître la production alimentaire.
Agroforesterie	L'agroforesterie implique la plantation délibérée d'arbres dans les terres cultivées et les systèmes sylvo-pastoraux.	L'agroforesterie séquestre le carbone dans la végétation et les sols. L'utilisation de légumineuses peut améliorer la fixation biologique de l'azote et la résilience aux changements climatiques. L'amélioration des sols et la mise en place d'une végétation pérenne peuvent contribuer à lutter contre la désertification et la dégradation des terres. L'agroforesterie peut accroître la productivité agricole, avec des avantages pour la sécurité alimentaire. En outre, l'agroforesterie peut permettre de verser des paiements aux agriculteurs pour les services écosystémiques et réduire la vulnérabilité aux chocs climatiques.

Diversification agricole	La diversification agricole comprend un ensemble de pratiques agricoles et de produits obtenus sur le terrain qui visent à améliorer la résilience des agriculteurs à la variabilité du climat et au changement climatique, ainsi qu'aux risques économiques posés par les fluctuations des forces du marché. En général, le système agricole passe d'un système fondé sur des produits agricoles de faible valeur à un système plus diversifié, composé d'un panier de produits à plus forte valeur ajoutée.	La diversification agricole vise l'adaptation, mais pourrait également produire un petit puits de carbone, selon la manière dont elle est mise en œuvre. Elle pourrait réduire la pression sur les terres, ce qui profiterait à la désertification, à la dégradation des terres, à la sécurité alimentaire et au revenu des ménages. Cependant, le potentiel de sécurité alimentaire des ménages est influencé par l'orientation vers le marché d'un ménage, la propriété du bétail, les possibilités d'emploi non agricole et les ressources foncières disponibles.
Réduction de la conversion des prairies en terres cultivées	Les prairies peuvent être converties en terres cultivées par labourage des prairies et ensemencement avec des cultures. Étant donné que les terres cultivées ont une teneur en carbone du sol plus faible que les prairies et sont également plus sujettes à l'érosion que les prairies, la réduction de la conversion des prairies en terres cultivées empêchera les pertes de carbone du sol par oxydation et la perte de sol par érosion. Ces processus peuvent être réduits si le taux de conversion des prairies en terres cultivées est réduit.	La stabilisation des sols par la rétention de la couverture herbacée améliore également la résilience, ce qui profite à l'adaptation, à la désertification et à la dégradation des terres. Étant donné que la conversion des prairies en terres cultivées se produit généralement pour remédier aux problèmes de sécurité alimentaire, la sécurité alimentaire pourrait être affectée négativement, car davantage de terres sont nécessaires pour produire de la nourriture humaine à partir de produits de l'élevage sur les prairies que de cultures sur les terres cultivées.
Gestion intégrée de l'eau	La gestion intégrée de l'eau est le processus de création de stratégies globales visant à promouvoir une utilisation intégrée, efficace, équitable et durable de l'eau pour les agroécosystèmes. Il comprend un ensemble de pratiques, y compris l'efficacité de l'utilisation de l'eau et l'irrigation dans les zones arides /semi-arides, l'amélioration de la santé des sols grâce à l'augmentation de la teneur en matière organique du sol, et l'amélioration de la gestion des terres cultivées, de l'agroforesterie et de l'agriculture de conservation. L'augmentation de la disponibilité de l'eau et de la fiabilité de l'eau pour la production agricole peut être obtenue en utilisant différentes techniques de collecte et de stockage de l'eau et son utilisation judicieuse par le biais d'étangs agricoles, de barrages et de réservoirs communautaires dans les zones agricoles pluviales peut bénéficier de l'adaptation.	Ces pratiques peuvent réduire l'épuisement des aquifères et des eaux de surface, prévenir la sur-extraction et la gestion des risques climatiques. De nombreuses innovations techniques, par exemple la gestion de précision de l'eau, peuvent avoir des avantages à la fois pour l'adaptation et l'atténuation, bien que des compromis soient possibles. Le maintien du même niveau de rendement grâce à l'utilisation d'une approche de gestion de l'eau propre au site pourrait avoir des avantages à la fois pour la sécurité alimentaire et l'atténuation.

Tableau 6.6 | Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans les forêts.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Aménagement forestier	La gestion forestière fait référence aux interventions de gestion dans les forêts visant à atténuer les changements climatiques. Il comprend une grande variété de pratiques affectant la croissance des arbres et la biomasse éliminée, y compris une régénération améliorée (naturelle ou artificielle) et un meilleur calendrier, une meilleure intensité et une meilleure exécution des opérations (éclaircie, diagraphie sélective, coupe finale, exploitation forestière à impact réduit, etc.). La gestion durable des forêts est l'intendance et l'utilisation des forêts et des terres forestières d'une manière et à un rythme qui maintiennent leur biodiversité, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur potentiel de remplir, maintenant et à l'avenir, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et mondial, et qui ne cause pas de dommages à d'autres écosystèmes.	La gestion durable des forêts peut améliorer le stock de carbone dans la biomasse, la matière organique morte et le sol, tout en fournissant des produits à base de bois pour réduire les émissions dans d'autres secteurs grâce à la substitution de matériaux et d'énergie. Il existe un compromis entre les différentes stratégies de gestion : une récolte plus élevée réduit le carbone dans la biomasse forestière à court terme, mais augmente le carbone dans les produits du bois et le potentiel d'effets de substitution. La gestion durable des forêts, également grâce à des techniques sylvicoles proches de la nature, peut potentiellement offrir de nombreux avantages connexes en termes d'atténuation des changements climatiques, d'adaptation, de conservation de la biodiversité, de réglementation microclimatique, de protection de l'érosion des sols, de protection des zones côtières et de régulation de l'eau et des inondations. Les stratégies de gestion forestière visant à accroître les niveaux des stocks de biomasse peuvent avoir des effets secondaires négatifs, tels que la réduction

		de la complexité structurelle au niveau des peuplements, de la biodiversité et de la résilience aux catastrophes naturelles. La gestion forestière affecte également l'albédo et l'évapotranspiration.
Réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts	La réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts comprend la conservation des réservoirs de carbone existants dans la végétation forestière et le sol en contrôlant les facteurs de déforestation (c.-à-d. l'agriculture commerciale et de subsistance, l'exploitation minière, l'expansion urbaine) et la dégradation des forêts (c.-à-d. la surexploitation, y compris la collecte du bois de chauffage, les mauvaises pratiques de récolte, le surpâturage, les infestations de ravageurs et les feux de forêt extrêmes), également par la création d'aires protégées, l'amélioration de l'application de la loi, de la gouvernance forestière et du régime foncier, appuyer la gestion forestière communautaire et introduire la certification forestière.	La réduction du déboisement et de la dégradation des forêts est une stratégie majeure pour réduire les émissions mondiales de GES. La combinaison de la réduction des émissions de GES et des effets biophysiques entraîne un effet d'atténuation climatique important, avec des avantages également au niveau local. La réduction de la déforestation préserve la biodiversité et les services écosystémiques plus efficacement et à moindre coût que le boisement/reboisement. Les efforts visant à réduire le déboisement et la dégradation des forêts peuvent avoir des effets secondaires négatifs potentiels, par exemple en réduisant la disponibilité de terres pour l'agriculture, en restreignant les droits et l'accès des populations locales aux ressources forestières (par exemple, le bois de chauffage) ou en accroissant la dépendance des populations locales à l'égard d'un financement extérieur précaire.
Reboisement et restauration des forêts	Le reboisement est la conversion en forêt de terres qui contenaient auparavant des forêts, mais qui ont été converties à un autre usage. La restauration forestière fait référence aux pratiques visant à rétablir l'intégrité écologique dans un paysage forestier déboisé ou dégradé. En tant que tel, il pourrait tomber sous le boisement s'il rétablissait des arbres là où ils ont été perdus, ou sous la gestion forestière s'il restaurait des forêts où tous les arbres n'ont pas été perdus. Pour des raisons pratiques, la restauration des forêts est ici traitée avec le reboisement.	Le reboisement est similaire au boisement en ce qui concerne les avantages connexes et les effets secondaires néfastes de l'atténuation des changements climatiques, de l'adaptation à ces changements, de la désertification, de la dégradation des terres et de la sécurité alimentaire (voir la ligne sur le boisement ci-dessous). La restauration des forêts peut accroître les stocks de carbone terrestre dans les paysages forestiers déboisés ou dégradés et peut offrir de nombreux avantages en termes de résilience accrue des forêts au changement climatique, de connectivité améliorée entre les zones forestières et de conservation des points chauds de la biodiversité. La restauration des forêts peut menacer les moyens de subsistance et l'accès local à la terre si l'agriculture de subsistance est ciblée.
Reboisement	Le boisement est la conversion en forêt de terres qui, historiquement, n'ont pas contenu de forêts (voir aussi « reboisement »).	Le boisement augmente les stocks de carbone terrestre, mais peut également modifier les propriétés physiques des surfaces terrestres, telles que l'albédo de surface et l'évapotranspiration, ce qui a des répercussions sur le climat local et mondial. Sous les tropiques, l'évapotranspiration renforcée refroidit les températures de surface, renforçant les avantages climatiques de la séquestration du CO <sub>2</sub> dans les arbres. Aux hautes latitudes et dans les zones touchées par la couverture de neige saisonnière, la diminution de l'albédo de surface après le boisement devient dominante et provoque un réchauffement annuel moyen qui contrecarre les avantages carbone. Les effets biophysiques nets du boisement sur le climat régional sont saisonniers et peuvent réduire la fréquence des phénomènes climatiques extrêmes, tels que les vagues de chaleur, améliorer l'adaptation aux changements climatiques et réduire la vulnérabilité des populations et des écosystèmes. Le boisement contribue à lutter contre la dégradation des terres et la désertification, car les forêts ont tendance à maintenir la qualité de l'eau en réduisant le ruissellement, en piégeant les sédiments et les nutriments et en améliorant la recharge des eaux souterraines. Toutefois, la sécurité alimentaire pourrait

		<p>être entravée car une augmentation de la superficie forestière mondiale peut faire augmenter les prix des denrées alimentaires grâce à la concurrence foncière. D'autres effets secondaires néfastes se produisent lorsque le boisement est basé sur des espèces non indigènes, en particulier avec les risques liés à la propagation d'espèces exotiques d'arbres à croissance rapide. Par exemple, les espèces exotiques peuvent perturber l'équilibre des régimes d'évapotranspiration, avec des impacts négatifs sur la disponibilité de l'eau, en particulier dans les régions sèches.</p>
--	--	--

Tableau 6.7 | Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des terres des sols.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Augmentation de la teneur en carbone organique du sol	<p>Les pratiques qui augmentent la teneur en matière organique du sol comprennent a) le changement d'utilisation des terres vers un écosystème avec des niveaux de carbone du sol plus élevés (par exemple, des terres cultivées à la forêt), b) la gestion de la végétation: y compris les pratiques à fort apport de carbone, par exemple, les variétés améliorées, les rotations et les cultures de couverture, les systèmes de culture pérenne, la biotechnologie pour augmenter les apports et la récalcitrance du carbone sous terre, c) la gestion des nutriments et l'apport de matières organiques pour augmenter les retours de carbone dans le sol, y compris: le taux d'application optimisé des engrais et des matières organiques, le type, le calendrier et l'application avec précision, d) la réduction de l'intensité du travail du sol et de la rétention des résidus, e) l'amélioration de la gestion de l'eau: y compris l'irrigation dans des conditions arides / semi-arides.</p>	<p>L'augmentation des stocks de carbone dans le sol élimine le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère et augmente la capacité de rétention d'eau du sol, conférant ainsi une résilience au changement climatique et renforçant la capacité d'adaptation. Il s'agit d'une stratégie essentielle pour lutter à la fois contre la désertification et la dégradation des terres. Certaines données indiquent que les rendements des cultures et la stabilité des rendements augmentent en augmentant la teneur en matière organique, bien que certaines études montrent des impacts équivoques. Certaines pratiques visant à augmenter les stocks de matière organique du sol varient dans leur efficacité. Par exemple, l'impact de l'agriculture sans labour et de l'agriculture de conservation sur les stocks de carbone du sol est souvent positif, mais peut être neutre, voire négatif, selon la quantité de résidus de culture retournés au sol. Si les stocks de carbone organique du sol étaient augmentés en augmentant les apports d'engrais pour augmenter la productivité, les émissions d'oxyde nitreux provenant de l'utilisation d'engrais pourraient compenser les avantages climatiques découlant des puits de carbone. De même, si des pratiques visant à accroître les stocks de carbone organique du sol (p. ex., par extensification) entraînent une pénalité de rendement, les émissions pourraient être augmentées par des changements indirects dans l'utilisation des terres, et il pourrait également y avoir des effets secondaires négatifs sur la sécurité alimentaire.</p>
Réduction de l'érosion des sols	<p>L'érosion des sols est l'élimination du sol de la surface terrestre par l'eau, le vent ou le travail du sol, qui se produit dans le monde entier, mais qui est particulièrement grave en Asie, en Amérique latine et dans les Caraïbes, ainsi qu'au Proche-Orient et en Afrique du Nord. La gestion de l'érosion des sols comprend les pratiques de conservation (p. ex., l'utilisation d'un travail minimum du sol ou d'un travail du sol nul, la rotation des cultures et les cultures de couverture, des systèmes de pâturage rationnels), des pratiques de type technique (p. ex. construction de terrasses et de cultures de contour pour contrôler l'érosion hydrique), ou des barrières forestières et la culture en bandes pour contrôler l'érosion éolienne. Dans les sols érodés, l'avancée des ravines d'érosion et des dunes de sable peut être limitée par l'augmentation de la couverture végétale, entre autres pratiques.</p>	<p>Le devenir du carbone érodé du sol est incertain, certaines études indiquant une source nette de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère et d'autres suggérant un puits net. La réduction de l'érosion des sols présente des avantages pour l'adaptation, car elle réduit la vulnérabilité des sols à la perte due aux extrêmes climatiques, augmentant ainsi la résilience aux changements climatiques. Certaines pratiques de gestion mises en œuvre pour lutter contre l'érosion, telles que l'augmentation de la couverture végétale, peuvent réduire la vulnérabilité des sols à la dégradation et aux glissements de terrain, et la prévention de l'érosion des sols est une mesure essentielle utilisée pour lutter contre la désertification. Parce qu'il protège la capacité de la terre à produire de la nourriture, il contribue également positivement à la sécurité alimentaire.</p>

Réduction de la salinisation du sol	La salinisation des sols est un processus majeur de dégradation des terres qui diminue la fertilité des sols et affecte la production agricole, l'aquaculture et la sylviculture. C'est une composante importante des processus de désertification dans les zones arides. Les pratiques visant à réduire la salinisation des sols comprennent l'amélioration de la gestion de l'eau (par exemple, l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la technologie d'irrigation et de drainage dans les zones arides/semi-arides, la gestion des eaux de surface et des eaux souterraines), l'amélioration de la santé des sols (par l'augmentation de la teneur en matière organique du sol) et l'amélioration de la gestion des terres cultivées, des pâturages et du bétail, de l'agroforesterie et de l'agriculture de conservation.	Les techniques de prévention et d'inversion de la salinisation des sols peuvent avoir de faibles avantages pour l'atténuation en renforçant les puits de carbone. Ces techniques peuvent favoriser l'adaptation et la sécurité alimentaire en maintenant les systèmes de culture existants et en comblant les écarts de rendement pour les cultures pluviales. Ces techniques sont essentielles pour réduire la désertification et la dégradation des terres, étant donné que la salinisation des sols est l'un des principaux moteurs des deux.
Compactage réduit du sol	La réduction du compactage du sol comprend principalement les techniques agricoles (p. ex. rotation des cultures, contrôle de la densité du bétail) et le contrôle de la circulation agricole.	Les techniques de réduction du compactage du sol ont des impacts variables sur les émissions de GES, mais peuvent favoriser l'adaptation en améliorant la résilience climatique du sol. Étant donné que le compactage des sols est un facteur à la fois de désertification et de dégradation des terres, une réduction du compactage des sols pourrait être bénéfique pour les deux. Cela pourrait également aider à combler les écarts de rendement dans les cultures pluviales.
Ajout de Biochar au sol	L'utilisation de biochar, un produit solide du processus de pyrolyse, comme amendement du sol augmente la capacité de rétention d'eau du sol. Il peut donc offrir un meilleur accès à l'eau et aux nutriments pour les cultures et d'autres types de végétation (il peut donc faire partie des terres cultivées, des pâturages et de la gestion forestière).	L'utilisation de biochar augmente les stocks de carbone dans le sol. Il peut améliorer les rendements dans les régions tropicales (mais moins dans les régions tempérées), bénéficiant ainsi à la fois à l'adaptation et à la sécurité alimentaire. Étant donné qu'il peut améliorer la capacité de rétention d'eau du sol et l'efficacité de l'utilisation des nutriments, et qu'il peut atténuer la pollution par les métaux lourds et d'autres impacts, il peut être bénéfique pour la désertification et la dégradation des terres. Les impacts positifs pourraient être tempérés par une pression supplémentaire sur les terres si de grandes quantités de biomasse sont nécessaires comme matière première pour la production de biochar.

Tableau 6.8 | Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres de tous les écosystèmes ou des autres écosystèmes.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Gestion des incendies	La gestion des incendies est une option de gestion des terres visant à protéger la vie, les biens et les ressources par la prévention, la détection, le contrôle, la restriction et la suppression des incendies dans les forêts et autres végétaux. Il comprend l'amélioration de l'utilisation des feux pour la gestion durable des forêts, y compris la prévention des feux de forêt et le brûlage dirigé. Le brûlage dirigé est utilisé pour réduire le risque de grands incendies incontrôlables dans les zones forestières, et le brûlage contrôlé est l'une des méthodes les plus efficaces et les plus économiques pour réduire le danger d'incendie et stimuler le reboisement naturel sous le couvert forestier et après l'abattage à l'eau.	La fréquence et la gravité des grands feux de forêt ont augmenté dans le monde entier au cours des dernières décennies, ce qui a eu un impact sur les bilans de carbone forestier. Le feu peut causer diverses émissions de GES comme le dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> ), le méthane (CH <sub>4</sub> ) et l'oxyde nitreux (N <sub>2</sub> O), et d'autres comme le monoxyde de carbone (CO), le carbone organique volatil et les aérosols de fumée. La gestion des incendies peut réduire les émissions de GES et la pollution par la brume, qui a des répercussions importantes sur la santé et l'économie. La gestion des incendies aide à prévenir l'érosion des sols et la dégradation des terres et est utilisée dans les parcours pour conserver la biodiversité et améliorer la qualité des fourrages.
Réduction des glissements de terrain et des risques naturels	Les glissements de terrain sont principalement déclenchés par l'activité humaine (p. ex. exploitation minière légale et illégale, incendie, déforestation) en combinaison avec le climat. La gestion des glissements de terrain et des dangers	La gestion des glissements de terrain et des risques naturels est importante pour l'adaptation et constitue une intervention cruciale pour la gestion de la dégradation des terres, car les glissements de terrain et les risques naturels sont parmi les processus de

	<p>naturels (p. ex. inondations, ondes de tempête, sécheresses) est fondée sur la gestion de la végétation (p. ex. boisement) et les travaux d'ingénierie (p. ex. barrages, terrasses, stabilisation et remplissage des ravines d'érosion).</p>	<p>dégradation les plus graves. Dans les pays où les pentes montagneuses sont plantées de cultures vivrières, la réduction des glissements de terrain contribuera à apporter des avantages pour la sécurité alimentaire. La plupart des décès causés par différentes catastrophes se sont produits dans les pays en développement, où la pauvreté, la médiocrité des établissements d'enseignement et de santé et d'autres aspects du développement augmentent l'exposition, la vulnérabilité et les risques.</p>
<p>Réduction de la pollution, y compris l'acidification</p>	<p>La gestion de la pollution atmosphérique est liée aux changements climatiques par des sources d'émission de matériaux polluants atmosphériques et leurs impacts sur le climat, la santé humaine et les écosystèmes, y compris l'agriculture. Les dépôts acides sont l'une des nombreuses conséquences de la pollution atmosphérique, qui nuit aux arbres et à d'autres végétaux, et constitue un facteur important de dégradation des terres. Les pratiques qui réduisent les dépôts acides comprennent la prévention des émissions d'oxydes d'azote (NOx) et de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), qui réduisent également les émissions de GES et d'autres polluants climatiques de courte durée de vie (PCDS). Les réductions des PCDS réduisent le réchauffement à court terme et le taux global de réchauffement, ce qui peut être crucial pour les plantes qui sont sensibles même à de petites augmentations de température. La gestion des polluants atmosphériques nocifs tels que les particules fines (PM<sub>2,5</sub>) et l'ozone (O<sub>3</sub>) atténue également les impacts d'une combustion incomplète de combustibles fossiles et des émissions de GES. En outre, la gestion de polluants tels que l'O<sub>3</sub> troposphérique a des effets bénéfiques sur la production alimentaire, puisque l'O<sub>3</sub> diminue la production agricole. La lutte contre la pollution atmosphérique urbaine et industrielle atténuerait également les effets nocifs de la pollution et apporterait des avantages connexes en matière d'adaptation grâce à l'amélioration de la santé humaine. La gestion de la pollution contribue à la conservation des écosystèmes aquatiques puisque la lutte contre la pollution atmosphérique, l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO<sub>2</sub>, les dépôts acides et les déchets industriels résurciront l'acidification des écosystèmes marins et d'eau douce.</p>	<p>La réduction de la pollution atmosphérique due à la séquestration du carbone dans les écosystèmes terrestres peut avoir quelques effets secondaires négatifs potentiels, car certaines formes de polluants atmosphériques peuvent améliorer la productivité des cultures en augmentant la lumière diffuse du soleil par rapport à la lumière directe du soleil. Les dépôts réactifs d'azote pourraient également accroître l'absorption de CO<sub>2</sub> dans les forêts boréales et accroître dans une certaine mesure les réservoirs de carbone du sol. Les polluants atmosphériques ont des impacts différents sur le climat en fonction principalement de la composition, certains aérosols (et les nuages qu'ils ensemencent) augmentant la réflexion du rayonnement solaire dans l'espace, ce qui entraîne un refroidissement net, tandis que d'autres (p. ex. carbone noir et ozone troposphérique) ont un effet de réchauffement net. Par conséquent, le contrôle de ces différents polluants aura des impacts à la fois positifs et négatifs sur l'atténuation du climat.</p>
<p>Gestion des espèces envahissantes et empiètement</p>	<p>L'agriculture et les forêts peuvent être diversifiées, mais souvent une grande partie de la diversité est non autochtone. Des espèces envahissantes dans différents biomes ont été introduites intentionnellement ou non par l'exportation de plantes ou d'animaux ornementaux et par la promotion de l'agriculture et de la foresterie modernes. Les espèces non indigènes ont tendance à être plus nombreuses dans les grands paysages que dans les petits paysages modifiés par l'homme (p. ex., plus de 50 % des espèces dans une zone urbanisée ou dans de vastes champs agricoles peuvent être non indigènes). Les espèces exotiques envahissantes aux États-Unis causent des dommages environnementaux majeurs s'élevant à près de 120 milliards USD an<sup>-1</sup>. Il y a environ 50 000 espèces étrangères et leur nombre augmente. Environ 42 % des espèces</p>	<p>Les espèces exotiques sont utilisées dans la foresterie où les forêts indigènes locales ne peuvent pas produire le type, la quantité et la qualité des produits forestiers requis. Les forêts plantées d'espèces d'arbres exotiques apportent des contributions significatives à l'économie et fournissent de multiples produits et contributions de la nature aux personnes. En général, les espèces exotiques sont sélectionnées pour avoir des taux de croissance plus élevés que les espèces indigènes et produire plus de bois par unité de superficie et de temps. En 2015, la superficie totale des forêts plantées avec des espèces d'arbres non indigènes a été estimée à environ 0,5 Mkm<sup>2</sup>. Les espèces introduites étaient dominantes en Amérique du Sud, en Océanie et en Afrique orientale et australe, où la foresterie industrielle est dominante. L'utilisation d'espèces d'arbres exotiques a joué un rôle important dans la production de bois rond, de fibres, de bois de</p>

	<p>inscrites sur la liste des espèces menacées ou en voie de disparition sont en péril principalement en raison d'espèces exotiques envahissantes. Les espèces envahissantes peuvent être gérées par le nettoyage manuel des espèces envahissantes, tandis que dans certaines régions, des ennemis naturels des espèces envahissantes sont introduits pour les contrôler.</p>	<p>chauffage et d'autres produits forestiers. Le défi consiste à gérer les forêts de plantation existantes et futures d'arbres exotiques afin de maximiser les avantages actuels, tout en minimisant les risques présents et futurs et les impacts négatifs, et sans compromettre les avantages futurs. Dans de nombreux pays ou régions, les arbres non indigènes plantés à des fins de production ou à d'autres fins conduisent souvent à de vifs conflits d'intérêts lorsqu'ils deviennent envahissants et à des impacts négatifs sur les contributions de la nature aux personnes et à la conservation de la nature.</p>
<p>Restauration et réduction de la conversion des milieux humides côtiers Restauration et réduction de la conversion des milieux humides côtiers</p>	<p>La restauration des zones humides côtières implique la restauration des zones humides côtières dégradées / endommagées, y compris les mangroves, les marais salants et les écosystèmes d'herbes marines.</p>	<p>La restauration des milieux humides côtiers et les impacts évités des milieux humides côtiers ont la capacité d'augmenter les puits de carbone et peuvent apporter des avantages en régulant le débit d'eau et en prévenant les inondations en aval. Les zones humides côtières offrent une défense naturelle contre les inondations côtières et les ondes de tempête en dissipant l'énergie des vagues, en réduisant l'érosion et en aidant à stabiliser les sédiments côtiers. Étant donné que de vastes zones de zones humides côtières mondiales sont dégradées, la restauration pourrait être un avantage pour la dégradation des terres. Étant donné que certaines zones de zones humides côtières sont utilisées pour la production alimentaire, la restauration pourrait déplacer la production alimentaire et endommager l'approvisionnement alimentaire local (section 6.3.4), bien que certaines formes (par exemple, la restauration des mangroves) puissent améliorer les pêches locales.</p>
<p>Restauration et réduction de la conversion des tourbières</p>	<p>La restauration des tourbières implique la restauration des tourbières dégradées / endommagées, ce qui augmente les puits de carbone, mais évite également les émissions de CO<sub>2</sub> continues des tourbières dégradées. Ainsi, en plus de protéger la biodiversité, il prévient à la fois les émissions futures et crée un puits.</p>	<p>Les impacts évités sur la tourbe et la restauration des tourbières peuvent fournir des mesures d'atténuation importantes, bien que la restauration puisse entraîner une augmentation des émissions de méthane, en particulier dans les tourbières minérotophes riches en nutriments. L'adaptation au climat peut également avoir des avantages en régulant le débit de l'eau et en prévenant les inondations en aval. Étant donné que de vastes zones de tourbières mondiales sont dégradées, la restauration des tourbières est un outil essentiel pour lutter contre la dégradation des terres. Étant donné que de vastes zones de tourbières tropicales et certaines tourbières du nord ont été drainées et défrichées pour la production alimentaire, leur restauration pourrait déplacer la production alimentaire et endommager l'approvisionnement alimentaire local, ce qui pourrait avoir des effets néfastes sur la sécurité alimentaire locale, bien que l'impact mondial soit limité en raison des zones relativement petites touchées.</p>
<p>Conservation de la biodiversité</p>	<p>La conservation de la biodiversité fait référence aux pratiques visant à maintenir les composantes de la diversité biologique. Elle comprend la conservation des écosystèmes et des habitats naturels, le maintien et le rétablissement de populations viables d'espèces dans leur environnement naturel (conservation in situ) et, dans le cas des espèces domestiquées ou cultivées, dans l'environnement où elles ont développé leurs propriétés distinctives en dehors de leurs habitats naturels (conservation ex situ). Des exemples de mesures de conservation de la biodiversité sont l'établissement d'aires protégées pour atteindre des objectifs de conservation spécifiques, la préservation des points chauds de la biodiversité, la gestion des terres pour récupérer les habitats</p>	<p>Les mesures de conservation de la biodiversité interagissent avec le système climatique par le biais de nombreux processus complexes, qui peuvent avoir des impacts positifs ou négatifs. Par exemple, l'établissement d'aires protégées peut accroître le stockage du carbone dans la végétation et le sol, et la plantation d'arbres pour promouvoir la richesse des espèces et des habitats naturels peut améliorer la capacité d'absorption du carbone dans les écosystèmes. La gestion des animaux sauvages peut influencer sur le climat par les émissions de GES (provenant de la fermentation anaérobie des matières végétales dans le rumen), les impacts sur la végétation (par l'alimentation), les changements dans la fréquence des incendies (car les brouetteurs réduisent les densités d'herbe et de végétation en tant que combustibles potentiels), et le cycle et le</p>

	<p>naturels, les interventions visant à étendre ou à contrôler des espèces végétales ou animales sélectives dans les terres productives ou les parcours (par exemple, le rewilding).</p>	<p>transport des nutriments (en ajoutant des nutriments aux sols). La conservation et la restauration de la mégafaune dans les régions nordiques préviennent également le dégel du pergélisol et réduisent l’empiètement ligneux, évitant ainsi les émissions de méthane et l’augmentation de l’albédo. La défaunation affecte le stockage du carbone dans les forêts tropicales et les savanes. Dans les tropiques, on estime que la perte de méga-frugivores fauniques est responsable d’une réduction allant jusqu’à 10% du stockage du carbone des forêts tropicales mondiales. Les programmes de rewilding frugivore dans les tropiques sont considérés comme des options de séquestration du carbone qui peuvent être tout aussi efficaces que les programmes de plantation d’arbres. Les mesures de conservation de la biodiversité favorisent généralement l’adaptation, mais peuvent interagir avec la sécurité alimentaire, la dégradation des terres ou la désertification. Les zones protégées pour la biodiversité réduisent les terres disponibles pour la production alimentaire, et les absences de certaines espèces (comme les grands animaux) peuvent influencer les processus de dégradation des terres en broutant, piétinant et compactant les surfaces du sol, modifiant ainsi les températures de surface et les réactions chimiques affectant les sédiments et la rétention du carbone.</p>
--	--	--

Tableau 6.9 | Options d’intervention intégrée fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour l’élimination du dioxyde de carbone (PCEM).

Option d’intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
<p>Altération améliorée des minéraux</p>	<p>L’altération améliorée des minéraux qui absorbent naturellement le CO<sub>2</sub> de l’atmosphère a été proposée comme une technologie CDR avec un grand potentiel d’atténuation. Les roches sont broyées pour augmenter la surface et les minéraux du sol sont ensuite appliqués sur la terre où ils absorbent le CO<sub>2</sub> atmosphérique.</p>	<p>L’amélioration des intempéries minérales peut éliminer le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) atmosphérique. Étant donné que les minéraux broyés peuvent augmenter le pH, les efforts visant à prévenir ou à inverser la dégradation des terres lorsque l’acidification est le moteur de la dégradation pourraient présenter certains avantages. Étant donné que l’augmentation du pH des sols acidifiés peut accroître la productivité, le même effet pourrait apporter certains avantages pour la sécurité alimentaire. Les minéraux utilisés pour améliorer les intempéries doivent être extraits, et l’exploitation minière a des impacts importants localement, bien que la superficie totale exploitée soit probablement petite à l’échelle mondiale.</p>
<p>Bioénergie et bioénergie avec captage et stockage du carbone (BECS)</p>	<p>La production de bioénergie peut atténuer le changement climatique en fournissant un service énergétique, évitant ainsi la combustion de l’énergie fossile. Il s’agit de la source d’énergie renouvelable la plus couramment utilisée dans le monde aujourd’hui et elle présente un grand potentiel de déploiement futur (voir l’encadré 7 du chapitre croisé dans ce chapitre). La BECS implique l’utilisation de technologies bioénergétiques (p. ex. bioélectricité ou biocarburants) en combinaison avec le captage et le stockage du CO<sub>2</sub> (voir aussi le glossaire). La BECS fournit simultanément de l’énergie et peut réduire les concentrations atmosphériques de CO<sub>2</sub> (chapitre 2; encadré 7 du présent chapitre) pour une analyse des potentiels et des effets atmosphériques); ainsi, la BECS est considérée comme une technologie CDR. Bien qu’il existe plusieurs projets de démonstration de BECS, elle n’a pas encore été déployée à grande échelle. La bioénergie et la</p>	<p>La bioénergie et la BECS peuvent rivaliser pour la terre et l’eau avec d’autres utilisations. L’utilisation accrue de la bioénergie et de la BECS peut entraîner une grande expansion de la superficie cultivée, une déforestation importante et une utilisation accrue de l’eau d’irrigation et une pénurie d’eau. L’utilisation à grande échelle de la bioénergie peut entraîner une augmentation des prix des denrées alimentaires et entraîner une augmentation de la population menacée de faim. En raison de ces effets, la bioénergie à grande échelle et la BECS peuvent avoir des impacts négatifs sur la sécurité alimentaire. Les liens entre la bioénergie et la BECS avec l’adaptation au changement climatique, la dégradation des terres, la désertification et la biodiversité dépendent fortement de facteurs locaux tels que le type de culture énergétique, les pratiques de gestion et l’utilisation antérieure des terres. Par exemple, les pratiques agricoles intensives visant à obtenir des rendements élevés, comme c’est le cas pour certains systèmes bioénergétiques, peuvent avoir des effets</p>

	<p>BECS sont largement utilisés dans de nombreux scénarios futurs en tant qu'option d'atténuation du changement climatique dans le secteur de l'énergie et des transports, en particulier les scénarios visant à stabiliser le climat mondial à 2 °C ou moins au-dessus des niveaux préindustriels.</p>	<p>importants sur la santé des sols, y compris l'épuisement de la matière organique des sols, ce qui a des effets négatifs sur la dégradation des terres et la désertification. Toutefois, avec de faibles apports de combustibles fossiles et de produits chimiques, une irrigation limitée, des espèces tolérantes à la chaleur et à la sécheresse, l'utilisation de terres marginales, les programmes de biocarburants peuvent être bénéfiques pour l'adaptation future des écosystèmes. Planter des cultures bioénergétiques, comme des graminées vivaces, sur des terres dégradées peut augmenter le carbone du sol et la qualité des écosystèmes (y compris la biodiversité), contribuant ainsi à préserver la qualité des sols, à inverser la dégradation des terres, à prévenir les processus de désertification et à réduire l'insécurité alimentaire. Ces effets dépendent de l'ampleur du déploiement, de la matière première, de l'utilisation antérieure des terres et des autres options d'intervention incluses (voir la section 6.4.4.2). La production à grande échelle de bioénergie peut nécessiter des quantités importantes de terres, ce qui augmente les pressions potentielles pour la conversion et la dégradation des terres. De faibles niveaux de déploiement de la bioénergie nécessitent moins de terres, ce qui entraîne des effets moindres sur le couvert forestier et les prix des denrées alimentaires; toutefois, ces besoins en terres pourraient tout de même être importants. En termes de matières premières, dans certaines régions, elles n'ont peut-être pas besoin d'irrigation et ne seraient donc pas en concurrence avec les cultures vivrières pour l'eau. En outre, l'utilisation de résidus ou de microalgues pourrait limiter la concurrence pour la perte de terres et de biodiversité; toutefois, les résidus pourraient entraîner une dégradation des terres ou une diminution du carbone organique du sol. La question de savoir si la bioénergie ligneuse entraîne une concurrence accrue pour les terres ou non est contestée dans la littérature, certaines études suggérant une réduction de la concurrence et d'autres suggérant une concurrence accrue. Une étude a noté que cet effet changeait au fil du temps, avec une complémentarité entre la bioénergie ligneuse et la séquestration du carbone forestier à court terme, mais une concurrence accrue pour les terres avec le boisement/reboisement à long terme. En outre, la bioénergie ligneuse pourrait également entraîner une dégradation des terres.</p>
--	---	--

## 6.2.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur

### 6.2.2.1 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de la demande

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de la demande sont décrites au tableau 6.10, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

#### 6.2.2.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de l'approvisionnement

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de l'offre sont décrites au tableau 6.11, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes pour les effets des options d'intervention.

## 6.2.3 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques

### 6.2.3.1 Options de gestion des risques

Les options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques sont décrites au tableau 6.12, qui indique également toute spécificité du contexte et fournit la base de données probantes sur les effets des options d'intervention.

Tableau 6.10 | Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de la demande.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Changement alimentaire	Les régimes alimentaires sains et durables représentent une gamme de changements alimentaires visant à améliorer l'alimentation humaine, à la rendre saine en termes de nutrition fournie, et aussi (économiquement, écologiquement et socialement) durable. Un modèle de transition « contractuelle et convergente » vers une alimentation saine et durable impliquerait une réduction de la surconsommation (en particulier des produits de l'élevage) dans les populations surconsommatrices, avec une consommation accrue de certains groupes d'aliments dans les populations où les besoins nutritionnels minimaux ne sont pas satisfaits. Une telle conversion pourrait entraîner une diminution de la sous-alimentation, ainsi qu'une réduction du risque de morbidité et de mortalité dû à la surconsommation.	Un changement alimentaire de la viande peut réduire les émissions de GES, réduire les besoins en terres cultivées et en pâturages, améliorer la protection de la biodiversité et réduire les coûts d'atténuation. De plus, les changements alimentaires peuvent à la fois accroître le potentiel d'autres options d'intervention terrestres et en réduire le besoin en libérant des terres. En réduisant la pression sur les terres, la réduction de la demande par le biais de changements alimentaires pourrait également permettre une diminution de l'intensité de la production, ce qui pourrait réduire l'érosion des sols et apporter des avantages à une série d'autres indicateurs environnementaux tels que la déforestation et la diminution de l'utilisation d'engrais (azote et phosphore), de pesticides, d'eau et d'énergie, ce qui pourrait entraîner des avantages potentiels pour l'adaptation, la désertification et la dégradation des terres.
Réduction des pertes après récolte	Environ un tiers des aliments produits pour la consommation humaine sont gaspillés dans des opérations de postproduction. La plupart de ces pertes sont dues à une mauvaise gestion du stockage. Les pertes alimentaires après récolte sont à la base de l'incapacité du système alimentaire à permettre équitablement des aliments accessibles et abordables dans tous les pays. La réduction des pertes alimentaires après récolte peut améliorer la sécurité alimentaire dans les pays en développement (tandis que les pertes alimentaires dans les pays développés se produisent principalement au stade de la vente au détail et du consommateur). Les principaux facteurs à l'origine des déchets après récolte dans les pays en développement sont les déficiences structurelles et les déficiences en matière d'infrastructure. Ainsi, la réduction du gaspillage alimentaire au stade post-récolte exige des réponses qui traitent, préservent et, le cas échéant, redistribuent les aliments là où ils peuvent être consommés immédiatement.	Il existe des différences entre les technologies de réduction des déchets alimentaires agricoles entre les systèmes agricoles à petite échelle et les systèmes agricoles à grande échelle. Une série d'options comprend des installations d'entreposage à la ferme, des technologies de transformation commerciale ou d'échange, y compris le séchage des aliments, la transformation sur place à la ferme pour ajouter de la valeur et des systèmes de semences améliorés. Pour les systèmes agroalimentaires à grande échelle, les options comprennent les chaînes du froid pour la conservation, la transformation pour l'ajout de valeur et les liens avec les chaînes de valeur qui absorbent les récoltes presque instantanément dans la chaîne d'approvisionnement. En plus des options spécifiques pour réduire les pertes et le gaspillage alimentaires, il existe des possibilités plus systémiques liées aux systèmes alimentaires. L'amélioration et l'expansion de la « chaîne sèche » peuvent réduire considérablement les pertes alimentaires au niveau des ménages. Les chaînes sèches sont analogues à la chaîne du froid et font référence à la « déshydratation initiale des produits durables à des niveaux empêchant la croissance fongique » suivie d'un stockage dans des conteneurs étanches à l'humidité. Les systèmes alimentaires régionaux et locaux sont maintenant promus pour permettre la production, la distribution, l'accès et l'abordabilité des aliments. La réduction des pertes après récolte a le potentiel de réduire les émissions et pourrait simultanément réduire les coûts des aliments et augmenter la disponibilité. La périssabilité et la salubrité des aliments frais sont très sensibles à l'augmentation de la température.
Réduction du gaspillage alimentaire (consommateur ou détaillant)	Étant donné qu'environ 9 à 30 % de tous les aliments sont gaspillés, la réduction du gaspillage alimentaire peut réduire la pression sur les terres (voir aussi réduire les pertes après récolte).	La réduction du gaspillage alimentaire pourrait entraîner une réduction de la superficie des terres cultivées et des émissions de GES, ce qui se traduirait par des avantages pour l'atténuation. En diminuant la pression sur les terres, la réduction du gaspillage alimentaire pourrait permettre une diminution de l'intensité de la production, ce qui pourrait réduire l'érosion des sols et apporter des avantages à une série d'autres indicateurs environnementaux tels que la déforestation et la diminution de l'utilisation

		d'engrais (N et P), de pesticides, d'eau et d'énergie, ce qui pourrait entraîner des avantages potentiels pour l'adaptation, la désertification et la dégradation des terres.
Substitution de matériaux	La substitution de matériaux implique l'utilisation de bois ou de biomasse agricole (p. ex. balles de paille) au lieu de matériaux à base de combustibles fossiles (p. ex. béton, fer, acier, aluminium) pour la construction, les textiles ou d'autres applications.	La substitution des matériaux réduit les émissions de carbone – à la fois parce que la biomasse séquestre le carbone dans les matériaux tandis que la re-croissance des forêts peut conduire à une séquestration continue, et parce qu'elle réduit la demande de combustibles fossiles, offrant un avantage pour l'atténuation. Toutefois, il existe un compromis potentiel entre la conservation des stocks de carbone et l'utilisation des forêts pour les produits du bois. Si l'utilisation de matériaux de substitution était suffisamment importante pour entraîner une augmentation de la superficie forestière, les effets secondaires néfastes pour l'adaptation et la sécurité alimentaire seraient similaires à ceux du reboisement et du boisement. De plus, certaines études indiquent que les bâtiments en bois, s'ils sont construits correctement, pourraient réduire les risques d'incendie par rapport à l'acier, créant ainsi un co-avantage pour l'adaptation. Les effets de la substitution de matériaux sur la dégradation des terres dépendent des pratiques de gestion; certaines formes d'exploitation forestière peuvent entraîner une dégradation accrue des terres. La gestion forestière à long terme avec stockage du carbone dans les produits à longue durée de vie entraîne également l'élimination du CO <sub>2</sub> atmosphérique.

Tableau 6.11 | Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de l'offre.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Approvisionnement durable	L'approvisionnement durable comprend des approches visant à garantir que la production de biens se fait de manière durable, par exemple par le biais d'une agriculture à faible impact, de chaînes d'approvisionnement sans déforestation ou de produits forestiers récoltés de manière durable. Actuellement, environ 8% de la superficie forestière mondiale a été certifiée d'une manière ou d'une autre, et 25% du bois rond industriel mondial provient de forêts certifiées. L'approvisionnement durable vise également à permettre aux producteurs d'augmenter leur pourcentage de la valeur finale des produits de base. Pour ajouter de la valeur aux produits, il faut améliorer l'innovation, la coordination et l'efficacité dans la chaîne d'approvisionnement alimentaire, ainsi que l'étiquetage pour répondre aux demandes des consommateurs. En tant que tel, l'approvisionnement durable est une approche qui combine à la fois la gestion de l'offre et de la demande. La promotion de produits durables et à valeur ajoutée peut réduire la nécessité d'une extensification compensatoire des zones agricoles et constitue un engagement spécifique de certains programmes d'approvisionnement (tels que les programmes de certification forestière). Le tableau 7.3 (chapitre 7) donne des exemples des nombreux programmes d'approvisionnement durable actuellement disponibles dans le monde.	L'approvisionnement durable est en expansion, mais ne représente qu'une petite fraction de la production globale d'aliments et de matériaux; de nombreuses cultures vivrières de base n'ont pas de normes de durabilité strictes. L'approvisionnement durable offre des avantages potentiels pour l'atténuation du changement climatique et l'adaptation à celui-ci en réduisant les facteurs de gestion non durable des terres, et en diversifiant et en augmentant la flexibilité du système alimentaire aux facteurs de stress et aux chocs climatiques. L'approvisionnement durable peut réduire les dépenses des transformateurs et des détaillants d'aliments en réduisant les pertes. L'ajout de valeur aux produits peut prolonger la saison de commercialisation d'un producteur et offrir des occasions uniques de conquérir des marchés à créneaux, augmentant ainsi sa capacité d'adaptation aux changements climatiques. L'approvisionnement durable peut également apporter des avantages importants pour la sécurité alimentaire, tout en créant des alternatives économiques pour les pauvres. Les programmes d'approvisionnement durable ont souvent aussi des effets positifs sur l'efficacité globale de la chaîne d'approvisionnement alimentaire et peuvent créer des liens plus étroits et plus directs entre les producteurs et les consommateurs. Dans certains cas, la transformation de produits à valeur ajoutée pourrait entraîner une augmentation des émissions ou de la demande de ressources dans le système alimentaire, ce qui pourrait avoir de faibles effets néfastes sur la dégradation des terres et les problèmes de désertification.

<p>Gestion des chaînes d'approvisionnement</p>	<p>La gestion des chaînes d'approvisionnement comprend un ensemble de processus de gouvernance polycentriques axés sur l'amélioration de l'efficacité et de la durabilité tout au long de la chaîne d'approvisionnement pour chaque produit, afin de réduire les risques climatiques et de réduire de manière rentable les émissions. Les chaînes d'approvisionnement alimentaire axées sur le commerce deviennent de plus en plus complexes et contribuent aux émissions. Une meilleure gestion des chaînes d'approvisionnement peut inclure 1) l'amélioration du transport des denrées alimentaires et l'augmentation de la valeur économique ou la réduction des risques liés aux produits de base par le biais de processus de production (par exemple, emballage, transformation, refroidissement, séchage, extraction) et 2) l'amélioration des politiques de stabilité de l'approvisionnement alimentaire, car les systèmes alimentaires mondialisés et les marchés des produits de base sont vulnérables à la volatilité des prix des denrées alimentaires. Les chocs des prix des denrées alimentaires de 2007-2008 ont eu des répercussions négatives sur la sécurité alimentaire de millions de personnes, surtout en Afrique subsaharienne. Accroître la stabilité des chaînes d'approvisionnement alimentaire est un objectif clé pour accroître la sécurité alimentaire, étant donné que le changement climatique menace d'entraîner davantage de chocs de production à l'avenir.</p>	<p>La mise en œuvre réussie des pratiques de gestion de la chaîne d'approvisionnement dépend de la capacité organisationnelle, de l'agilité et de la flexibilité des stratégies commerciales, du renforcement des politiques public-privé et de l'efficacité de la gouvernance de la chaîne d'approvisionnement. Les pratiques existantes comprennent a) l'écologisation des chaînes d'approvisionnement (p. ex., l'utilisation de produits et de services ayant un impact réduit sur l'environnement et la santé humaine), b) l'adoption d'instruments de durabilité spécifiques par les entreprises agroalimentaires (p. ex., les pratiques d'écovnovation), c) l'adoption d'outils de comptabilisation des émissions (p. ex., l'impression de carbone et d'eau), et d) la mise en œuvre de stratégies de « prévision de la demande » (p. ex., changements dans la préférence des consommateurs pour les produits « verts »). En termes d'approvisionnement alimentaire, les mesures visant à améliorer la stabilité des marchés échangés peuvent inclure i) des politiques financières et commerciales, telles que des réductions des taxes alimentaires et des droits d'importation, ii) le raccourcissement des chaînes d'approvisionnement alimentaire (SFSC), iii) l'augmentation de la production alimentaire, iv) la conception de réseaux de distribution alternatifs, v) l'augmentation de la transparence du marché alimentaire et la réduction de la spéculation sur les marchés à terme, vi) l'augmentation des options de stockage, et vii) l'augmentation des subventions et des filets de sécurité alimentaire.</p>
<p>Amélioration des systèmes alimentaires urbains</p>	<p>Les zones urbaines deviennent les principaux territoires d'intervention pour améliorer l'accès à la nourriture grâce à des stratégies innovantes visant à réduire la faim et à améliorer les moyens de subsistance. Les interventions comprennent l'agriculture et la foresterie urbaines et périurbaines ainsi que des initiatives de politique et de planification alimentaires locales telles que des conseils de politique alimentaire et des stratégies alimentaires régionales à l'échelle de la région. Ces systèmes ont démontré l'interdépendance de la ville et de ses citoyens avec les zones rurales environnantes afin de créer des approvisionnements alimentaires durables et plus nutritifs pour la ville, tout en améliorant l'état de santé des citadins, en réduisant les niveaux de pollution, en s'adaptant aux changements climatiques et en les atténuant, et en stimulant le développement économique. Les options comprennent le soutien à l'agriculture urbaine et périurbaine, l'infrastructure verte (p. ex., les toits verts), les marchés locaux, l'amélioration des filets de sécurité sociale (alimentaire) et le développement de sources et de technologies alimentaires de remplacement, comme l'agriculture verticale.</p>	<p>Les zones territoriales urbaines ont le potentiel de réduire les émissions de GES grâce à l'amélioration des systèmes alimentaires afin de réduire les kilomètres de véhicules de transport de nourriture, le captage localisé du carbone et la réduction du gaspillage alimentaire. Les avantages des forêts vivrières urbaines qui sont intentionnellement plantées d'espèces productrices d'aliments vivaces ligneuses sont également cités pour leurs potentiels de séquestration du carbone. Cependant, les nouveaux systèmes alimentaires urbains peuvent avoir des effets secondaires négatifs divers et inattendus avec les systèmes climatiques, tels que des efficacités plus faibles dans l'approvisionnement alimentaire et des coûts plus élevés que l'agriculture moderne à grande échelle. La diversification des marchés, la prise en compte des produits à valeur ajoutée dans le système d'approvisionnement alimentaire peuvent aider à améliorer la sécurité alimentaire en augmentant sa performance économique et ses revenus pour les agriculteurs locaux.</p>
<p>Amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments</p>	<p>L'amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments comprend plusieurs pratiques liées a) à l'écologisation des chaînes d'approvisionnement (p. ex., l'utilisation de produits et de services ayant un impact réduit sur l'environnement et la santé humaine), b) à l'adoption d'instruments de durabilité spécifiques par les entreprises agroalimentaires (p. ex., pratiques d'écovnovation), c) à l'adoption</p>	<p>L'amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments peut offrir des avantages pour l'atténuation des changements climatiques, car les aliments respectueux des GES peuvent réduire les émissions de GES agroalimentaires provenant du transport, des déchets et de la consommation d'énergie. Dans les cas où les extrêmes climatiques et les catastrophes naturelles perturbent les réseaux de la chaîne d'approvisionnement, l'amélioration de</p>

	d'outils de comptabilisation des émissions (p. ex., empreinte carbone et eau), d) à la mise en œuvre de stratégies de « prévision de la demande » (p. ex., les changements dans la préférence des consommateurs pour les produits « verts ») et e) le soutien des processus de gouvernance de la chaîne d'approvisionnement polycentriques.	la transformation et de la vente au détail des aliments peut profiter à l'adaptation au climat en amortissant les impacts de l'évolution des régimes de température et de précipitations sur la production agricole en amont. Il peut apporter des avantages pour la sécurité alimentaire en soutenant une alimentation plus saine et en réduisant les pertes et le gaspillage alimentaires. Le succès de la mise en œuvre dépend de la capacité organisationnelle, de l'agilité et de la flexibilité des stratégies commerciales, du renforcement des politiques public-privé et de l'efficacité de la gouvernance de la chaîne d'approvisionnement.
Amélioration de la consommation d'énergie dans les systèmes alimentaires	L'efficacité énergétique de l'agriculture peut être améliorée afin de réduire la dépendance à l'égard des sources d'énergie non renouvelables. Cela peut être réalisé soit par une diminution des apports énergétiques, soit par une augmentation des sorties par unité d'intrant. Dans certains pays, l'inefficacité de la gestion (plutôt qu'un déficit technologique) est la principale source de perte d'efficacité énergétique. Il existe des modèles hétérogènes d'efficacité énergétique à l'échelle nationale et la promotion de technologies à haut rendement énergétique ainsi que le développement des capacités de gestion peuvent réduire l'écart et apporter de grands avantages pour l'adaptation au climat. L'amélioration des techniques de surveillance et de calcul du carbone, telles que l'impression de pieds de produits agricoles, peut améliorer la gestion de la transition vers l'efficacité énergétique et son adoption dans les entreprises agricoles.	La transformation vers des technologies à faibles émissions de carbone telles que les énergies renouvelables et l'efficacité énergétique peut offrir des possibilités d'atténuation significative des changements climatiques, par exemple en fournissant un substitut aux carburants de transport qui pourrait profiter aux ressources agricoles marginales, tout en contribuant à la croissance économique à long terme. Dans les pays les plus pauvres, l'amélioration de l'efficacité énergétique dans la production agricole à valeur ajoutée, en particulier, peut apporter d'importants avantages en matière d'atténuation. Dans certains scénarios, l'efficacité des systèmes agricoles peut stagner et exercer une pression sur les prairies et les parcours, ce qui aurait un impact sur la dégradation des terres et la désertification. Des effets de rebond peuvent également se produire, avec des effets négatifs sur les émissions.

Tableau 6.12 | Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques.

Option d'intervention intégrée	Description	Contexte et mises en garde
Gestion de l'étalement urbain	L'urbanisation non planifiée conduisant à l'étalement et à l'extensification des villes le long de la périphérie rurale-urbaine a été identifiée comme un moteur de la perte de forêts et de terres agricoles et une menace pour la production alimentaire autour des villes. On estime que l'expansion urbaine entraînera une perte de 1,8 à 2,4 % des terres cultivées mondiales d'ici 2030. Cette expansion urbaine rapide est particulièrement forte dans les villes émergentes d'Asie et d'Afrique. Les politiques visant à prévenir une telle urbanisation comprennent l'aménagement intégré du territoire, les ordonnances de zonage agricole et les districts agricoles, le réaménagement urbain, la remise en état des terres arables et le transfert/achat de droits de développement ou de servitudes.	La prévention de l'étalement urbain incontrôlé peut apporter des avantages connexes en matière d'adaptation, mais des effets secondaires négatifs pour l'adaptation peuvent survenir en raison de la capacité limitée des personnes à se déplacer en réponse aux changements climatiques.
Diversification des moyens de subsistance	Lorsque les moyens de subsistance des ménages dépendent d'un petit nombre de sources de revenus sans grande diversification, et lorsque ces sources de revenus se trouvent dans des domaines fortement dépendants du climat, comme l'agriculture et la pêche, cette dépendance peut mettre en péril la sécurité alimentaire et les moyens de subsistance. La diversification des moyens de subsistance (en s'appuyant sur un portefeuille de sources de revenus différentes comme outil de répartition des risques) a été identifiée comme une option pour augmenter les	La diversification des moyens de subsistance présente des avantages pour la désertification et la dégradation des terres, en particulier par le biais de cultures ou d'arbres non traditionnels dans les systèmes agroforestiers qui améliorent les sols. La diversification des moyens de subsistance peut accroître la biodiversité à la ferme en raison de ces investissements dans des systèmes de production plus imitant les écosystèmes, comme l'agroforesterie et les polycultures. La diversification vers des domaines non agricoles, tels que le travail salarié ou le commerce, est de plus en plus favorisée par les agriculteurs en tant que stratégie à faible

	revenus et réduire la pauvreté, accroître la sécurité alimentaire et promouvoir la résilience climatique et la réduction des risques.	coût, en particulier pour répondre aux risques climatiques croissants.
Utilisation de semences locales	L'utilisation de semences locales (aussi appelée souveraineté des semences) fait référence à l'utilisation de variétés de semences non améliorées et non commerciales. Ceux-ci peuvent être utilisés et stockés par les agriculteurs locaux comme intrants à faible coût et peuvent souvent contribuer à la conservation des variétés locales et des races locales, augmentant ainsi la biodiversité locale. De nombreuses semences locales ne nécessitent pas non plus d'utilisation de pesticides ou d'engrais, ce qui réduit la dégradation des terres dans leur utilisation.	L'utilisation de semences locales est importante dans les nombreuses régions du monde en développement qui ne dépendent pas des intrants commerciaux de semences. La promotion d'initiatives locales de conservation des semences peut inclure des réseaux de semences, des banques et des échanges, ainsi que la sélection de plantes open source non commerciales. Ces semences développées localement peuvent aider à protéger l'agrobiodiversité locale et peuvent souvent être plus résistantes au climat que les variétés commerciales génériques, bien que les impacts sur la sécurité alimentaire et la dégradation globale des terres ne soient pas concluants.
Gestion des risques de catastrophe	La gestion des risques de catastrophe englobe de nombreuses approches visant à réduire les conséquences des catastrophes et des événements liés au climat et aux conditions météorologiques sur les systèmes socioéconomiques. Le Cadre d'action de Hyogo est un cadre des Nations Unies permettant aux nations de renforcer leur résilience aux catastrophes grâce à une intégration efficace des considérations relatives aux risques de catastrophe dans les politiques de développement durable. Par exemple, au Vietnam, une stratégie nationale sur les catastrophes basée sur Hyogo a introduit le concept d'une approche « four-on-the-spot » pour la gestion des risques de catastrophe de: prévention proactive, réponse rapide, relèvement rapide et efficace et développement durable. D'autres approches répandues de la gestion des risques de catastrophe comprennent l'utilisation de systèmes d'alerte précoce qui peuvent englober 1) les systèmes d'éducation, 2) les cartes des dangers et des risques, 3) la surveillance hydrologique et météorologique (comme la prévision des inondations ou les avertissements de conditions météorologiques extrêmes), et 4) les systèmes de communication pour transmettre des informations afin de permettre l'action. Ces approches ont longtemps été envisagées pour réduire le risque de dommages aux actifs des ménages lors d'événements climatiques ponctuels et sont de plus en plus combinées avec des politiques d'adaptation au climat.	La gestion communautaire des risques de catastrophe a été considérée comme l'un des moyens les plus efficaces de faire en sorte que l'information parvienne aux personnes qui doivent participer à la réduction des risques. Les approches efficaces de gestion des risques de catastrophe doivent être « de bout en bout », atteindre les communautés à risque et soutenir et habiliter les communautés vulnérables à prendre les mesures appropriées. Les systèmes d'alerte rapide les plus efficaces ne sont pas simplement des systèmes techniques de diffusion de l'information, mais utilisent et développent les capacités communautaires, créent une appropriation locale du système et reposent sur une compréhension commune des besoins et des objectifs. Il a également été recommandé de tirer parti des connaissances traditionnelles ou locales existantes pour les approches de gestion des risques de catastrophe afin de réduire la vulnérabilité.
Instruments de partage des risques	Les instruments de partage des risques peuvent englober diverses approches. La mise en commun des risques au sein des ménages est une stratégie courante dans les collectivités rurales, par exemple au moyen de transferts financiers au sein de la famille élargie; une étude a révélé que 65% des ménages pauvres en Jamaïque déclarent recevoir des transferts, et que ces transferts peuvent représenter jusqu'à 75% du revenu du ménage ou plus après des événements de crise. Les associations communautaires tournantes d'épargne et de crédit (ROSCA) sont depuis longtemps utilisées pour la mise en commun des risques généraux et peuvent également être une source de financement pour faire face à la variabilité du climat. Les services de crédit se sont	Les mesures de mise en commun des risques élaborées localement ont des effets positifs généraux sur les moyens de subsistance des ménages. Toutefois, des approches plus commerciales ont des effets mitigés. L'assurance-récolte commerciale est fortement subventionnée dans une grande partie du monde développé. Les programmes d'assurance indiciels n'ont souvent pas réussi à attirer suffisamment d'acheteurs ou sont restés financièrement irréalisables pour les vendeurs d'assurance commerciale. L'impact global de l'assurance indiciel sur l'approvisionnement et l'accès à la production alimentaire n'a pas non plus été évalué. L'assurance-récolte traditionnelle a généralement été considérée comme positive pour la sécurité alimentaire, car elle entraîne l'expansion des zones de production agricole et l'augmentation de

	<p>révélés importants pour les mesures d'adaptation et la réduction des risques. Les assurances de toutes sortes sont également une forme de mise en commun des risques. L'assurance-récolte commerciale est l'un des véhicules financiers de couverture des risques les plus largement utilisés et peut comprendre à la fois une assurance traditionnelle fondée sur l'indemnisation qui rembourse aux clients les pertes financières estimées découlant de déficits, ou une assurance indiciel qui paie la valeur d'un indice (comme les événements météorologiques) plutôt que des pertes réelles; la première est plus courante pour les grandes exploitations agricoles dans le monde développé et la seconde pour les petites exploitations non commerciales dans les pays en développement.</p>	<p>l'approvisionnement alimentaire. Cependant, l'assurance peut également « masquer » une agriculture vraiment risquée et empêcher les agriculteurs de rechercher des stratégies de production moins risquées. L'assurance peut également inciter les agriculteurs à apporter des terres supplémentaires à la production agricole, ce qui entraîne un risque accru de dégradation.</p>
--	--	--

### Encadré 7 | Bioénergie et bioénergie avec captage et stockage du carbone (BECSC) dans les scénarios d'atténuation

Katherine Calvin (États-Unis d'Amérique), Almut Arneth (Allemagne), Luis Barioni (Brésil), Francesco Cherubini (Norvège/Italie), Annette Cowie (Australie), Joanna House (Royaume-Uni), Francis X. Johnson (Suède), Alexander Popp (Allemagne), Joana Portugal Pereira (Portugal/Royaume-Uni), Mark Rounsevell (Royaume-Uni), Raphael Slade (Royaume-Uni), Pete Smith (Royaume-Uni)

#### Potentiel bioénergétique et BECSC

L'utilisation de la biomasse pour produire de la chaleur, de l'électricité et des carburants de transport (bioénergie) au lieu du charbon, du pétrole et du gaz naturel peut réduire les émissions de GES. En combinant des technologies de conversion de la biomasse avec des systèmes qui capturent le CO<sub>2</sub> et l'injectent dans des formations géologiques, la BECSC peut générer des émissions négatives nettes. Les effets climatiques nets de la bioénergie et de la BECSC dépendent de l'ampleur des émissions de la chaîne d'approvisionnement en bioénergie et des interactions terre/climat, décrites plus en détail ci-dessous.

En 2013, la biomasse a contribué pour environ 60 EJ (10 %) à l'énergie primaire mondiale<sup>4</sup> (WBA, 2016). En 2011, le rapport spécial du GIEC sur les sources d'énergie renouvelables a conclu que l'approvisionnement en biomasse pour l'énergie pourrait atteindre 100 à 300 EJ an<sup>-1</sup> d'ici 2050, avec la mise en garde que le potentiel technique<sup>5</sup> ne peut pas être déterminé avec précision alors que les préférences sociétales ne sont pas claires, que le déploiement dépend de « facteurs intrinsèquement incertains » et que l'utilisation de la biomasse pourrait évoluer de manière « durable » ou « non durable », selon le contexte de gouvernance (GIEC 2012). Le rapport du GTIII AR5 du GIEC a noté, en outre, que des niveaux de déploiement élevés nécessiteraient l'utilisation intensive de technologies capables de convertir la biomasse lignocellulosique telle que le bois forestier, les résidus agricoles et les cultures lignocellulosiques. Le Rapport spécial du GIEC sur le réchauffement planétaire de 1,5 °C (RS15) a noté que des niveaux élevés de déploiement de la bioénergie peuvent avoir des effets secondaires néfastes sur la sécurité alimentaire, les écosystèmes, la biodiversité, l'utilisation de l'eau et les nutriments (de Coninck et al., 2018).

Bien que les estimations du potentiel soient incertaines, il existe un fort doute que les facteurs les plus importants qui déterminent l'approvisionnement futur en biomasse sont la disponibilité des terres et la productivité des terres. Ces facteurs sont, à leur tour, déterminés par des utilisations concurrentes des terres et une myriade de considérations environnementales et économiques (Dornburg et al., 2010; Batidzirai et coll., 2012; Erb et coll., 2012; Slade, 2014; Searle et Malins, 2014). Si l'on superpose les estimations du potentiel technique à de telles considérations, on se traduit invariablement par une estimation plus petite. Des études récentes qui ont tenté de faire cela estiment que la biomasse de 50 à 244 EJ pourrait être produite sur 0,1 à 13 Mkm<sup>2</sup> (Fuss et al., 2018; Schueler et coll., 2016; Searle et Malins, 2014; GIEC 2018; Wu et coll., 2019; Heck et coll., 2018; de Coninck et coll., 2018). Alors que les préférences concernant les objectifs économiques, sociaux et environnementaux varient géographiquement et dans le temps, les études estiment généralement les potentiels « durables » en introduisant des restrictions destinées à protéger les valeurs environnementales et à éviter les effets négatifs sur les segments pauvres et vulnérables des sociétés.

Les estimations de la capacité géologique mondiale de stockage du CO<sub>2</sub> sont importantes – allant de 1680 GtCO<sub>2</sub> à 24 000 GtCO<sub>2</sub> (McCullum et al., 2014) – cependant, le potentiel de la BECSC peut être considérablement limité par des considérations sociopolitiques, techniques et géographiques, y compris les limites des connaissances et de l'expérience (chapitres 6 et 7).

#### Utilisation de la bioénergie et de la BECSC dans les scénarios d'atténuation

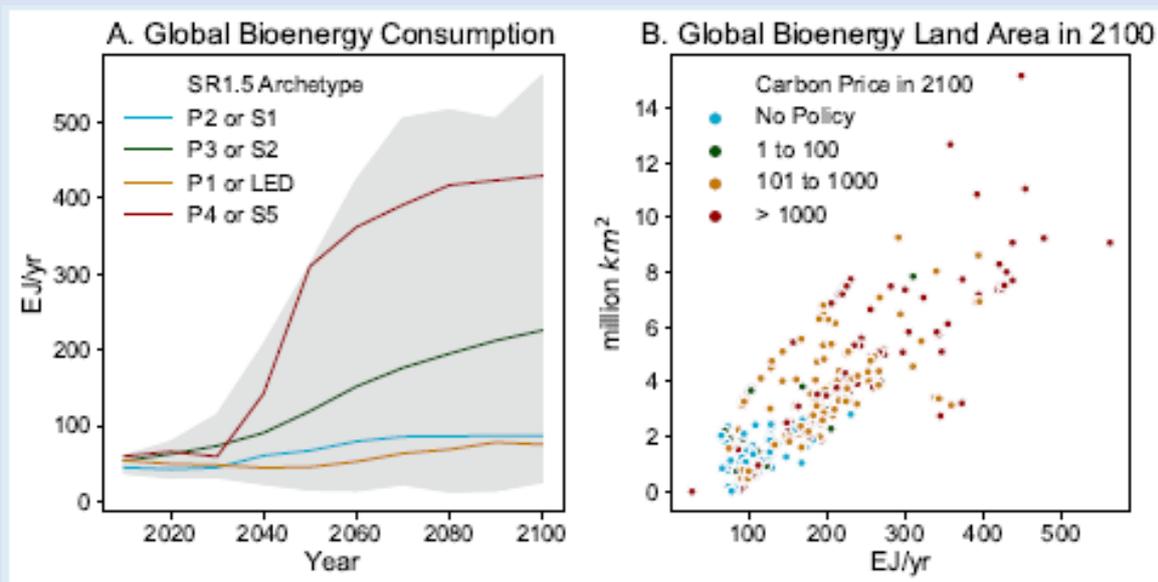
La plupart des scénarios d'atténuation comprennent le déploiement important de technologies de bioénergie (Clarke et al., 2014; Fuss et coll., 2014; GIEC, 2018). Dans tous les scénarios, la quantité de bioénergie et de BECSC varie de 0 EJ an<sup>-1</sup> à 561 EJ

an-1 en 2100 (figure 1 dans cette boîte, panneau de gauche). Notamment, toutes les voies d'accès à 1,5 °C comprennent de la bioénergie, ce qui nécessite jusqu'à 7 Mkm<sup>2</sup> pour être dédiés à la production de cultures énergétiques en 2050 (Rogelj et al., 2018a). Si la BECSC est exclue comme option d'atténuation, des études indiquent qu'une plus grande biomasse pourrait être nécessaire pour remplacer une plus grande proportion de combustibles fossiles (Muratori et al., 2016; Rose et coll., 2014).

Différents modèles d'évaluation intégrée (IRA) utilisent d'autres approches pour l'attribution des terres pour déterminer où et quelle quantité de biomasse est utilisée, certains s'appuyant sur des approches économiques et d'autres sur des approches fondées sur des règles (Popp et al., 2014). Malgré ces différences, une constatation constante selon laquelle l'augmentation de l'offre de biomasse dans la mesure nécessaire pour soutenir la décarbonisation en profondeur est susceptible d'entraîner un changement substantiel dans l'utilisation des terres (Popp et al., 2017) (encadré 9 du présent chapitre). Dans les séries de modèles, le déploiement de la bioénergie et la demande conséquente de biomasse et de terres sont influencés par des hypothèses concernant le prix de la bioénergie, le rendement des cultures bioénergétiques, le coût de production (y compris les coûts des engrais et de l'irrigation s'ils sont utilisés), la demande de terres pour d'autres utilisations et l'inclusion de politiques (p. ex. subventions, taxes, contraintes) qui peuvent modifier l'utilisation des terres ou la demande de bioénergie. En général, des prix plus élevés du carbone entraînent un plus grand déploiement de la bioénergie (encadré 7, figure 1, panneau de droite) et un pourcentage plus élevé de BECSC. D'autres facteurs peuvent également influencer fortement sur l'utilisation de la bioénergie, notamment le coût et la disponibilité des combustibles fossiles (Calvin et al., 2016a), la situation socioéconomique (Popp et coll., 2017) et les politiques (Calvin et al., 2014; Reilly et coll., 2012).

### Co-avantages, effets secondaires indésirables et risques associés à la bioénergie

La production et l'utilisation de biomasse à des fins de bioénergie peuvent avoir des avantages connexes, des effets secondaires négatifs et des risques pour la dégradation des terres, l'insécurité alimentaire, les émissions de GES et d'autres objectifs environnementaux. Ces impacts sont propres au contexte et dépendent de l'ampleur du déploiement, de l'utilisation initiale des terres, du type de terrain, de la matière première bioénergétique, des stocks initiaux de carbone, de la région climatique et du régime de gestion (Qin et al., 2016; Del Grosso et coll., 2014; Alexander et coll., 2015; Popp et coll., 2017; Davis et coll., 2013; Mello et coll., 2014; Hudiburg et coll., 2015; Carvalho et coll., 2016; Silva-Olaya et coll., 2017; Whitaker et coll., 2018; Roledo-Abad et coll., 2017; Jans et coll., 2018).



**Encadré 7, figure 1 | Consommation mondiale de bioénergie dans les scénarios IAM.** Les données proviennent d'une mise à jour de l'explorateur de scénarios du Consortium pour les modèles d'évaluation intégrée (IAMC) élaboré pour le SR15 (Huppmann et al., 2018; Rogelj et coll., 2018a). Le panneau de gauche **A.** montre le déploiement de la bioénergie au fil du temps pour l'ensemble de la base de données de scénarios (zones grises) et les quatre voies d'illustration de SR15 (Rogelj et al., 2018a). Le panneau de droite **B.** montre la superficie mondiale des terres pour les cultures énergétiques en 2100 par rapport à la consommation mondiale totale de bioénergie en 2100; les couleurs indiquent le prix du carbone en 2100 (en 2010 USD par tCO<sub>2</sub>). Notez que ce chiffre comprend 409 scénarios, dont beaucoup dépassent 1,5 °C.

Des résultats synergiques avec la bioénergie sont possibles, par exemple, l'intégration stratégique des cultures bioénergétiques pérennes avec les cultures conventionnelles peut offrir de multiples avantages en matière de production et d'environnement, y compris la gestion de la salinité des terres arides, l'amélioration de la lutte biologique et de la biodiversité, et la réduction de l'eutrophisation (Davis et al., 2013; Larsen et coll., 2017; Cacho et coll., 2018; Odgaard et coll., 2019). De plus, la plantation de cultures bioénergétiques pérennes sur un sol à faible teneur en carbone pourrait améliorer la séquestration du carbone dans le sol (Bárcena et al., 2014; Schröder et coll., 2018; Walter et coll., 2015; Robertson et coll., 2017a; Rowe et coll., 2016; Chadwick et coll., 2014; Immerzeel et coll., 2014; Del Grosso et coll., 2014; Mello et coll., 2014; Whitaker et coll., 2018). Cependant, l'expansion à grande échelle de la bioénergie peut également entraîner une concurrence accrue pour les terres (DeCicco, 2013; Humpenöder et coll., 2018; Bonsch et coll., 2016; Harris et coll., 2015; Richards et coll., 2017; Ahlgren et coll.,

2017; Bárcena et al., 2014), l'augmentation des émissions de GES découlant du changement d'utilisation des terres et de la gestion des terres, la perte de biodiversité et les fuites d'éléments nutritifs (Harris et al., 2018; Harper et coll., 2018; Popp et coll., 2011b; Wiloso et coll., 2016; Behrman et coll., 2015; Valdez et coll., 2017; Hof et coll., 2018). Si les cultures de biomasse sont plantées sur des terres où le stock de carbone est élevé, la perte de carbone due à la conversion des terres peut prendre des décennies à plus d'un siècle pour être compensée par la substitution des combustibles fossiles ou le CSC (Harper et al., 2018). La concurrence pour les terres peut être vécue à l'échelle locale ou régionale et est l'un des déterminants des prix des aliments et de la sécurité alimentaire (Popp et al., 2014; Bailey, 2013; Pahl-Wostl et coll., 2018; Rulli et coll., 2016; Yamagata et coll., 2018; Franz et coll., 2017; Kline et coll., 2017; Schröder et al., 2018) et la disponibilité de l'eau (Rulli et coll., 2016; Bonsch et coll., 2015; Pahl-Wostl et coll., 2018; Bailey, 2013; Chang et coll., 2016; Bárcena et coll., 2014).

L'expérience de pays à des niveaux de développement économique très différents (Brésil, Malawi et Suède) a montré que des efforts persistants déployés pendant plusieurs décennies pour combiner des normes techniques et des approches de gestion améliorées avec une gouvernance solide et des politiques cohérentes peuvent faciliter les investissements à long terme dans une production et un approvisionnement plus durables en biocarburants liquides (Johnson et Silveira, 2014). En ce qui concerne la biomasse ligneuse, la combinaison d'une gouvernance efficace et d'une gestion forestière active sur de longues périodes peut accroître les avantages de la substitution et de la séquestration, comme en Suède, où la bioénergie a triplé au cours des 40 dernières années (fournissant actuellement environ 25 % de l'approvisionnement énergétique total) tandis que les stocks de carbone forestier ont continué de croître (Lundmark et al., 2014). Une variété d'approches sont disponibles au niveau du paysage et dans les politiques nationales et régionales pour mieux concilier la sécurité alimentaire, la bioénergie et les services écosystémiques, bien que davantage de preuves empiriques soient nécessaires (Mudombi et al., 2018; Manning et coll., 2015; Kline et coll., 2017; Maltsoglou et coll., 2014; Lamers et coll., 2016).

Ainsi, bien qu'il y ait une grande confiance dans le fait que le potentiel technique de la bioénergie et de la BECSC est important, il y a aussi une très grande confiance dans le fait que ce potentiel est réduit lorsque les contraintes environnementales, sociales et économiques sont prises en compte. Les effets de la production de bioénergie sur la dégradation des terres, la rareté de l'eau, la perte de biodiversité et l'insécurité alimentaire sont spécifiques à l'échelle et au contexte (confiance élevée). De vastes zones de cultures bioénergétiques en monoculture qui remplacent d'autres utilisations des terres peuvent exacerber ces défis, tandis que l'intégration dans des paysages agricoles gérés de manière durable peut les améliorer (confiance moyenne).

### Déclaration d'inventaire pour la BECSC et la bioénergie

L'une des complications de l'évaluation du flux total de GES associé à la bioénergie en vertu des protocoles de notification de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) est que les flux provenant de différents aspects du cycle de vie de la bioénergie sont signalés dans différents secteurs et ne sont pas liés. Dans le secteur de l'énergie, la bioénergie est considérée comme neutre en carbone au moment de la combustion de la biomasse parce que tous les changements dans les stocks de carbone terrestres dus à la récolte de la biomasse ou au changement d'utilisation des terres liés à la bioénergie sont déclarés dans le secteur de l'agriculture, de la foresterie et des autres utilisations des terres (AFOLU). L'utilisation d'engrais est prise en compte dans le secteur agricole, tandis que les flux liés au transport/ à la conversion et aux absorptions dus au CSC sont signalés dans le secteur de l'énergie. Les mesures d'évaluation inter-institutions suivent une convention similaire en matière de rapports. Ainsi, les effets des systèmes de bioénergie sur l'ensemble du cycle de vie des GES ne sont pas facilement observés dans les inventaires nationaux de GES ou les estimations modélisées des émissions (voir aussi GIEC 2006; RS15 Chapitre 2 Annexe technique; Chapitre 2).

### Bioénergie dans ce rapport

La bioénergie et la BECSC sont abordées tout au long de ce rapport spécial. Le chapitre 1 présente la bioénergie et la BECSC et leurs liens avec la terre et le climat. Le chapitre 2 traite du potentiel d'atténuation, des besoins en terres et des répercussions biophysiques sur le climat. Le chapitre 4 comprend un examen des menaces et des possibilités liées à la dégradation des terres. Le chapitre 5 traite des liens entre la bioénergie et la BECSC et la sécurité alimentaire. Le chapitre 6 fait la synthèse des avantages connexes et des effets secondaires néfastes de l'atténuation, de l'adaptation, de la désertification, de la dégradation des terres et de la sécurité alimentaire, ainsi que des obstacles à la mise en œuvre (par exemple, coût, préparation technologique, etc.). Le chapitre 7 comprend une discussion sur les risques, les politiques, la gouvernance et la prise de décisions en ce qui concerne la bioénergie et la BECSC.

## 6.3 Possibilités de relever les défis fonciers

Dans la présente section, nous évaluons comment chacune des options d'intervention intégrée décrites à la section 6.2 aborde les défis liés aux terres liés à l'atténuation des

changements climatiques (section 6.3.1), à l'adaptation aux changements climatiques (section 6.3.2), à la désertification (section 6.3.3), à la dégradation des terres (section 6.3.4) et à la sécurité alimentaire (section 6.3.5). Les potentiels quantifiés pour l'ensemble de l'atténuation, de l'adaptation, de la désertification, de la dégradation des terres et de la sécurité alimentaire sont résumés et classés à des fins de comparaison à la

section 6.3.6.

### 6.3.1 Potentiel des options d'intervention intégrée pour fournir des mesures d'atténuation

Dans la présente section, les répercussions des options d'intervention intégrée sur l'atténuation des changements climatiques sont évaluées.

#### 6.3.1.1 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des terres

Dans la présente section, les répercussions sur l'atténuation des changements climatiques des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres sont évaluées. Certaines des mises en garde de ces études d'atténuation potentielles sont abordées au chapitre 2 et à la section 6.2.1.

#### 6.3.1.2 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans l'agriculture

L'augmentation de la productivité des terres utilisées pour la production alimentaire peut apporter des mesures d'atténuation importantes en évitant les émissions qui se produiraient si la demande alimentaire accrue était satisfaite par l'expansion de la superficie des terres agricoles (Burney et al., 2010). Si l'on en vient au moyen d'une augmentation des intrants agrochimiques, de nombreux effets négatifs sur les émissions de GES (et d'autres mesures de durabilité de l'environnement) peuvent se produire (tableau 6.5), mais, s'ils sont poursuivis par une intensification durable, l'augmentation de la productivité alimentaire pourrait fournir des niveaux élevés d'atténuation. Par exemple, on estime que l'amélioration du rendement a contribué à réduire les émissions de >13 GtCO<sub>2</sub> an<sup>-1</sup> depuis 1961

(Burney et al., 2010) (tableau 6.13). Cela peut également réduire l'intensité de GES des produits (Bennetzen et al., 2016a,b), ce qui signifie une empreinte environnementale de production plus faible, car la demande peut être satisfaite en utilisant moins de terres et/ou avec moins d'animaux.

L'amélioration de la gestion des terres cultivées pourrait fournir des niveaux modérés d'atténuation (1,4 à 2,3 GtCO<sub>2</sub> e an<sup>-1</sup>) (Smith et al., 2008, 2014; Pradhan et coll., 2013) (tableau 6.13). L'estimation la plus faible du potentiel provient de Pradhan et coll. (2013) pour la diminution de l'intensité des émissions, et l'extrémité supérieure du potentiel technique est estimée en ajoutant des potentiels techniques pour la gestion des terres cultivées (environ 1,4 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>), la gestion du riz (environ 0,2 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>) et la restauration des terres dégradées (environ 0,7 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>) de Smith et coll. (2008) et Smith et coll. (2014). Il est à noter qu'une grande partie de ce potentiel provient de la séquestration du carbone dans le sol, de sorte qu'il y a un chevauchement avec cette option de réponse. (Section 6.3.1.1).

Les pâturages peuvent stocker d'importants stocks de carbone dans les compartiments du sol et de la biomasse racinaire (Conant et Paustian, 2002; O'Mara, 2012; Zhou et coll., 2017). Le potentiel d'atténuation mondial est modéré (1,4 à 1,8 GtCO<sub>2</sub> ans<sup>-1</sup>), la valeur la plus faible dans la fourchette pour le potentiel technique provenant de Smith et coll. (2008), qui ne comprend que les mesures de gestion des prairies, et la valeur supérieure dans la fourchette de Herrero et coll. (2016), qui comprend également les effets indirects et certaines composantes de la gestion du bétail, ainsi que la séquestration du carbone dans le sol, de sorte qu'il y a un chevauchement avec ces options d'intervention (section 6.3.1.1).

Tableau 6.13 | Effets des mesures d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion des terres en agriculture.

option	Potentiel	Confiance
Augmentation de la productivité alimentaire	>13 GtCO <sub>2</sub> e /an	Faible confiance
Amélioration de la gestion des terres cultivées	1.4–2.3 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Gestion des pâturages améliorés	1.4–1.8 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Amélioration de la gestion du bétail	0.2–2.4 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Agroforesterie	0.1–5.7 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Diversification agricole	>0	Faible confiance
Reconversion des prairies réduites en terres cultivées	0.03–0.7 GtCO <sub>2</sub> e /an	Faible confiance
Gestion intégrée de l'eau	0.1–0.72 GtCO <sub>2</sub> e /an	Faible confiance

Conant et coll. (2005) mettent en garde contre le fait que l'augmentation des stocks de carbone dans le sol pourrait être compensée par une augmentation des flux de N<sub>2</sub>O.

Le potentiel d'atténuation de l'amélioration de la gestion du bétail est également modéré (0,2–1,8 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>; Smith et coll. (2008), y compris uniquement les mesures directes concernant le bétail; Herrero et coll. (2016) comprennent également des effets indirects et certaines composantes de la gestion des pâturages et de la séquestration du carbone dans le sol) à élever (6,13 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>) (Pradhan et al., 2013) (tableau 6.13). Il y a un chevauchement avec d'autres options de réponse (section 6.3.1.1).

Zomer et coll. (2016) ont signalé que les paysages agroforestiers d'arbres ont augmenté le stock de carbone de 7,33 GtCO<sub>2</sub> entre 2000 et 2010, ce qui équivaut à 0,7 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>

1. Les estimations du potentiel mondial vont de 0,1 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> à 5,7 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> (à partir d'un scénario d'implantation optimal de Hawken (2017), basé sur une évaluation de toutes les valeurs dans Griscom et coll. (2017), Hawken (2017), Zomer et coll. (2016) et Dickie et coll. (2014) (tableau 6.13).

La diversification agricole vise principalement à accroître la résilience climatique, mais elle peut avoir un faible potentiel d'atténuation (mais non quantifié à l'échelle mondiale) en fonction du type de culture, de la gestion des engrais, du système de travail du sol et du type de sol (Campbell et al., 2014; Cohn et coll., 2017).

La réduction de la conversion des prairies en terres cultivées pourrait permettre d'atténuer sensiblement les changements climatiques en conservant les stocks de carbone du sol qui

pourraient autrement être perdus. Lorsque les prairies sont converties en terres cultivées, elles perdent environ 36 % de leurs stocks de carbone organique dans le sol après 20 ans (Poeplau et al., 2011). En supposant un stock moyen de carbone organique de 115 tC ha<sup>-1</sup> dans le sol de départ (Poeplau et al., 2011), cela équivaut à une perte de 41,5 tC ha<sup>-1</sup> lors de la conversion en terres cultivées. Les taux annuels moyens de conversion des terres cultivées mondiales (1961-2003) ont été d'environ 47 000 km<sup>2</sup> an<sup>-1</sup> (Krause et al., 2017), ou 940 000 km<sup>2</sup> sur une période de 20 ans. La perte équivalente de carbone organique du sol sur 20 ans serait donc de 14 GtCO<sub>2</sub>e = 0,7 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>. Griscom et coll. (2017) estiment un potentiel d'atténuation rentable de 0,03 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> (tableau 6.13).

La gestion intégrée de l'eau offre des avantages modérés pour l'atténuation des changements climatiques en raison des interactions avec d'autres stratégies de gestion des terres. Par exemple, la promotion de la conservation du carbone dans le sol (p. ex. réduction du travail du sol) peut améliorer la capacité de rétention d'eau des sols. Jat et coll. (2015) ont constaté que l'amélioration des pratiques de travail du sol et l'incorporation de résidus augmentaient l'efficacité de l'utilisation de l'eau de 30 %, les rendements riz-blé de 5 à 37 %, les revenus de 28 à 40 % et les émissions de GES de 16 à 25 %. Alors que l'agriculture irriguée ne représente que 20% du total des terres cultivées, la consommation d'énergie provenant de l'irrigation des eaux souterraines est importante. Toutefois, les estimations actuelles du potentiel d'atténuation se limitent à la réduction des émissions de GES, principalement dans les terres cultivées et la riziculture (Smith et al., 2008, 2014) (chapitre 2 et tableau 6.13). Li et coll. (2006) ont estimé une réduction de 0,52 à 0,72 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> à l'aide de la technique alternative de mouillage et de séchage. Les estimations actuelles des rejets de N<sub>2</sub>O provenant des sols terrestres et des milieux humides représentent de 10 à 15 % de l'azote fixé par l'anthropique sur le système terrestre (Wang et al., 2017).

Le tableau 6.13 résume les possibilités d'atténuation des options de réponse agricole, avec des estimations de confiance basées sur les seuils décrits dans le tableau 6.53 de la section 6.4.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

#### *Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans les forêts*

L'aménagement forestier pourrait contribuer à des avantages modérés en matière d'atténuation à l'échelle mondiale, jusqu'à environ 2 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> (chapitre 2, tableau 6.14). Pour les forêts aménagées, la stratégie d'atténuation du carbone forestier la plus efficace est celle qui, en augmentant la productivité de la biomasse, optimise les stocks de carbone (dans les forêts et dans les produits à longue durée de vie) ainsi que les effets de substitution du bois pour une période donnée (Smyth et al., 2014; Grassi et coll., 2018; Nabuurs et coll., 2007; Lewis et coll., 2019; Kurz et coll., 2016; Erb et coll., 2017). Les estimations du potentiel d'atténuation varient également en fonction du contrefactuel, comme la gestion du statu quo (p.

ex. Grassi et al., 2018) ou d'autres scénarios. Les changements climatiques auront une incidence sur le potentiel d'atténuation de l'aménagement forestier en raison d'une augmentation des événements extrêmes comme les incendies, les insectes et les agents pathogènes (Seidl et al., 2017). Des estimations plus détaillées sont disponibles au niveau régional ou au niveau du biome. Par exemple, selon Nabuurs et al. (2017), la mise en œuvre de la foresterie intelligente face au climat (une combinaison de gestion forestière, d'expansion des zones forestières, de substitution énergétique, d'établissement de réserves forestières, etc.) dans l'Union européenne a le potentiel de contribuer à une atténuation supplémentaire de 0,4 GtCO<sub>2</sub> ans à d'ici 2050. La gestion durable des forêts est souvent associée à un certain nombre d'avantages connexes pour l'adaptation, les services écosystémiques, la conservation de la biodiversité, la régulation microclimatique, la protection de l'érosion des sols, la protection des zones côtières et la régulation de l'eau et des inondations (Locatelli, 2011). Les mesures d'atténuation de la gestion forestière sont plus susceptibles d'être durables si elles sont intégrées aux mesures d'adaptation pour les communautés et les écosystèmes, par exemple, par la gestion du paysage (Locatelli et al., 2011). L'adoption de technologies d'exploitation forestière et de transformation du bois à impact réduit ainsi que d'incitatifs financiers peut réduire les incendies de forêt, la dégradation des forêts, maintenir la production de bois et conserver les stocks de carbone (Sasaki et al., 2016). La certification des forêts peut favoriser la gestion durable des forêts, contribuant ainsi à prévenir la dégradation des forêts et l'exploitation forestière excessive (Rametsteiner et Simula, 2003). La gestion forestière communautaire s'est avérée un modèle viable pour la foresterie durable, y compris pour la séquestration du carbone (Chhatre et Agrawal, 2009) (chapitre 7, section 7.7.4).

La réduction des taux de déforestation et de dégradation des forêts représente l'une des options les plus efficaces et les plus robustes pour atténuer les changements climatiques, avec d'importants avantages en matière d'atténuation à l'échelle mondiale (chapitres 2 et 4 et tableau 6.14). En raison des impacts climatiques combinés des GES et des effets biophysiques, la réduction de la déforestation dans les tropiques a un effet majeur d'atténuation du climat, avec des avantages au niveau local également (Alkama et Cescatti 2016) (chapitre 2). La réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts entraîne généralement d'importants avantages pour d'autres services écosystémiques (tableau 6.14).

La rétroaction de l'albédo de surface (chapitre 2) est réduite aux hautes latitudes.

Le tableau 6.14 résume les possibilités d'atténuation des options d'intervention des forêts, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils décrits au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.14 | Atténuation des effets des options d'intervention fondées sur la gestion des terres dans les forêts.**

option	Potentiel	Confiance
Aménagement forestier	0,4–2,1 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne

Réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts	0,4–5,8 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance élevée
Reboisement et restauration des forêts	1,5 à 10,1 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Boisement	0,5–8,9 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des sols*

On estime que le potentiel mondial d'atténuation de l'augmentation des stocks de matière organique dans les sols minéraux se situe entre 1,3 et 5,1 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>, bien que la gamme complète de la littérature soit plus large (Fuss et al., 2018; Lal, 2004; de Coninck et coll., 2018; Sanderman et coll., 2017; Smith et coll., 2008; Smith, 2016) (tableau 6.15).

La gestion et le contrôle de l'érosion peuvent prévenir les pertes de carbone organique dans les sédiments transportés par l'eau ou le vent, mais comme le devenir final des matières érodées est encore débattu, allant d'une source de 1,36 à 3,67 GtCO<sub>2</sub> ans<sup>-1</sup> (Jacinthe et Lal, 2001; Lal, 2004) à un puits de 0,44 à 3,67 GtCO<sub>2</sub> ans<sup>-1</sup> (Smith et al., 2001; Stallard, 1998; Van Oost et al., 2007) (tableau 6.15), l'impact global de la lutte contre l'érosion sur l'atténuation est propre au contexte et incertain à l'échelle mondiale (Hoffmann et al., 2013).

Les sols affectés par le sel sont des environnements très contraints qui nécessitent une prévention permanente de la salinisation. Leur potentiel d'atténuation est probablement faible (Wong et al., 2010; CNUCED 2011; Dagar et coll., 2016).

La prévention du compactage des sols pourrait réduire les émissions de N<sub>2</sub>O en minimisant les conditions anoxiques

favorables à la dénitrification (Mbow et al., 2010), mais son potentiel de séquestration du carbone dépend de la gestion des cultures, et le potentiel mondial d'atténuation, bien que non quantifié à l'échelle mondiale, sera probablement faible (Chamen et al., 2015; Epron et coll., 2016; Tullberg et coll., 2018) (tableau 6.15).

Pour le biochar, une analyse globale du potentiel technique, dans laquelle les contraintes d'approvisionnement en biomasse ont été appliquées pour protéger contre l'insécurité alimentaire, la perte d'habitat et la dégradation des terres, a estimé la réduction du potentiel technique de 3,7 à 6,6 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> (y compris 2,6–4,6 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> stabilisation du carbone). Considérant toutes les estimations publiées par Woolf et coll. (2010), Smith (2016), Fuss et coll. (2018), Griscom et coll. (2017), Hawken (2017), Paustian et coll. (2016), Powell et Lenton (2012), Dickie et coll. (2014), Lenton (2010), Lenton (2014), Roberts et coll. (2009), Pratt et Moran (2010) et IPCC (2018), la faible valeur pour la plage de potentiels de 0,03 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> est pour le scénario « plausible » de Hawken, (2017) (tableau 6.15). Fuss et coll. (2018) proposent une fourchette de 0,5 à 2 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> comme potentiel durable d'émissions négatives par le biochar, semblable à la fourchette proposée par Smith (2016) et le GIEC (2018).

**Tableau 6.15 | Effets d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion des terres des sols.**

option	Potentiel	Confiance
Augmentation de la teneur en carbone organique du sol	0,4–8,6 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance élevée
Réduction de l'érosion des sols	Source de 1,36–3,67 à couler de 0,44–3,67 GtCO <sub>2</sub> e /an	Faible confiance
Réduction de la salinisation du sol	>0	Faible confiance
Compactage réduit du sol	>0	Faible confiance
Ajout de Biochar au sol	0,03–6,6 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne

Le tableau 6.15 résume les possibilités d'atténuation des options d'intervention sur le sol, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils décrits au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes*

En ce qui a été de l'ordre de 8,1 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> pour la période 1997-2016 (chapitre 2 et encadré 3) et il existe d'importantes synergies entre les politiques de lutte contre la pollution atmosphérique et le changement climatique. La réduction des émissions de CO<sub>2</sub> attribuables à la suppression des incendies et à la fragmentation du paysage associée à l'augmentation de la densité de la population est calculée pour accroître l'absorption de carbone terrestre de 0,48 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> pour la période de 1960 à 2009 (Arora et Melton, 2018) (tableau 6.16).

La gestion des glissements de terrain et des dangers naturels est une option clé d'adaptation au climat, mais, en raison des zones mondiales limitées vulnérables aux glissements de terrain et aux risques naturels, son potentiel d'atténuation est susceptible d'être modeste (Noble et al., 2014).

En ce qui concerne la gestion de la pollution, y compris l'acidification, le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et l'Organisation mondiale de métrologie (OMM) (2011) et Shindell et al. (2012) ont identifié des mesures visant à réduire les émissions de polluants climatiques de courte durée de vie (SLCP) qui réduisent le réchauffement moyen de la planète prévu d'environ 0,5 °C d'ici 2050. Bala et coll. (2013) ont signalé qu'une étude récente de modélisation couplée a montré que les dépôts d'azote et les concentrations élevées de CO<sub>2</sub> pouvaient avoir un effet synergique, ce qui pourrait expliquer 47 % de l'absorption du carbone terrestre dans les années 1990. Les estimations de l'absorption

mondiale de carbone terrestre en raison des dépôts actuels d'azote varient entre 0,55 et 1,28 GtCO<sub>2</sub> an<sup>-1</sup> (De Vries et al. 2006, 2009; Bala et coll., 2013; Zaehle et Dalmonech, 2011) (tableau 6.16).

Il n'existe pas de données mondiales sur les répercussions de la gestion des espèces envahissantes ou de l'empiètement sur l'atténuation.

La restauration des milieux humides côtiers pourrait fournir des niveaux élevés d'atténuation du climat, avec des impacts évités sur les milieux humides côtiers et la restauration des milieux humides côtiers estimés à 0,3-3,1 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> au total si l'on considère toutes les estimations mondiales de Griscom et al. (2017), Hawken (2017), Pendleton et al. (2012), Howard et al. (2017) et Donato et al. (2011) (tableau 6.16).

La restauration des tourbières pourrait fournir des niveaux modérés d'atténuation du climat, avec des impacts de tourbe évités et la restauration de la tourbe estimés à fournir 0,6-2 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> de toutes les estimations mondiales publiées dans Griscom et coll. (2017), Hawken (2017), Hooijer et coll. (2010), Couwenberg et coll. (2010) et Joosten et Couwenberg (2008), bien qu'il pourrait y avoir une augmentation des émissions de méthane après la restauration (Jauhainen et al., 2008) (tableau 6.16).

Le potentiel d'atténuation découlant de la conservation de la biodiversité varie selon le type d'intervention et le contexte spécifique. On estime que les aires protégées stockent plus de 300 Gt de carbone, ce qui correspond approximativement à 15 % des stocks de carbone terrestres (Campbell et al., 2008; Kapos et coll., 2008). À l'échelle mondiale, l'atténuation potentielle résultant de la protection de ces zones pour la période 2005-2095 est, en moyenne, d'environ 0,9 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> par rapport à un scénario de référence (Calvin et al., 2014). Les effets potentiels de la gestion des espèces animales sauvages sur le cycle du carbone dépendent du contexte. Par exemple, le broutage par l'orignal dans les forêts boréales peut réduire l'absorption de carbone par les écosystèmes jusqu'à 75 % (Schmitz et al., 2018), et on estime que la réduction de la densité de l'orignal grâce à la gestion active de la population au Canada est un puits de carbone équivalent à environ 0,37 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> (Schmitz et al., 2014).

Le tableau 6.16 résume les possibilités d'atténuation des options d'intervention en matière de gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans les autres écosystèmes, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.16 | Effets des mesures d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes.**

option	Potentiel	Confiance
Gestion des incendies	0,48-8,1 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Réduction des glissements de terrain et des risques naturels	>0	Faible confiance
Réduction de la pollution, y compris l'acidification	(i) Réduire le réchauffement prévu d'environ 0,5 °C d'ici à 2050; (ii) Réduire l'absorption de carbone terrestre de 0,55 à 1,28 GtCO <sub>2</sub> e /an	i) et ii) Confiance moyenne
Gestion des espèces envahissantes/empiètement	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Restauration et réduction de la conversion des milieux humides côtiers	0,3-3,1 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
Restauration et réduction de la conversion des tourbières	0,6-2 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour l'élimination du dioxyde de carbone (PCEM)*

L'amélioration des intempéries minérales fournit une atténuation substantielle du climat, avec un potentiel d'atténuation mondial dans la région d'environ 0,5-4 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> (Beerling et al., 2018; Lenton, 2010; Smith et coll., 2016a; Taylor et coll., 2016) (tableau 6.17).

Le potentiel d'atténuation de la bioénergie et de la BECS dérivé de modèles ascendants est important (GIEC, 2018) (chapitre 2 et encadré 7 du présent chapitre), avec un potentiel technique estimé à 100-300 EJ an<sup>-1</sup> (Chum et al., 2011; Encadré 7 du chapitre 6) ou jusqu'à environ 11 GtCO<sub>2</sub> ans<sup>-1</sup> (chapitre 2). Ces estimations excluent toutefois le N<sub>2</sub>O

associé à l'épandage d'engrais et aux émissions liées au changement d'utilisation des terres. Ces effets sont inclus dans les scénarios modélisés utilisant la bioénergie et la BECS, le signe et l'ampleur dépendant de l'endroit où la bioénergie est cultivée (Wise et al., 2015), à quelle échelle et si un engrais azoté est utilisé.

Le tableau 6.17 résume les possibilités d'atténuation des options de gestion des terres spécifiquement pour le PCEM, avec des estimations de confiance basées sur les seuils décrits dans le tableau 6.53 à la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.17 | Effets d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour le PCEM.**

option	Potentiel	Confiance
Altération améliorée des minéraux	0,5-4 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne

Bioénergie et BECS	0,4–11,3 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne
--------------------	----------------------------------	-------------------

### 6.3.1.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur

Dans la présente section, les répercussions sur l'atténuation des changements climatiques des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion de la chaîne de valeur sont évaluées.

#### *Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de la demande*

Le changement alimentaire et la réduction des déchets peuvent offrir de grands avantages pour l'atténuation, avec des potentiels de 0,7 à 8 GtCO<sub>2</sub> ans<sup>-1</sup> pour les deux (Aleksandrowicz et al., 2016; Bajželj et coll., 2014b; Dickie et coll., 2014; Hawken, 2017; Hedenus et coll., 2014; Herrero et coll., 2016; Popp et coll., 2010; Smith et coll., 2013; Springmann et coll., 2016; Stehfest et coll., 2009; Tilman et Clark, 2014). Estimations

de la réduction du gaspillage alimentaire (Bajželj et al., 2014b; Dickie et coll., 2014; Hiç et coll., 2016; Hawken, 2017) comprennent à la fois les déchets de consommation et de détail et les pertes après récolte (tableau 6.18).

Certaines études indiquent que la substitution de matériaux a le potentiel d'une atténuation significative, une étude estimant une réduction de 14 à 31 % des émissions mondiales de CO<sub>2</sub> (Oliver et al., 2014); d'autres études suggèrent un potentiel plus modeste (Gustavsson et al., 2006) (tableau 6.18).

Le tableau 6.18 résume les possibilités d'atténuation des options de gestion de la demande, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils décrits au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.18 | Effets d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion de la demande.**

option	Potentiel	Confiance
Changement alimentaire	0,7–8 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance élevée
Réduction des pertes après récolte	4,5 GtCO <sub>2</sub> /an	Confiance élevée
Réduction du gaspillage alimentaire (consommateur ou détaillant)	0,8–4,5 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance élevée
Substitution de matériaux	0,25–1 GtCO <sub>2</sub> e /an	Confiance moyenne

#### *Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur par la gestion de l'offre*

Bien que l'approvisionnement durable offre vraisemblablement un avantage en matière d'atténuation, il n'existe pas d'estimations mondiales du potentiel. On estime que la production d'huile de palme à elle seule contribue de 0,038 à 0,045 GtC an<sup>-1</sup>, et que l'expansion de l'huile de palme indonésienne a contribué jusqu'à 9 % des émissions de carbone liées au changement d'utilisation des terres tropicales dans les années 2000 (Carlson et Curran, 2013), mais l'avantage d'atténuation de l'approvisionnement durable en huile de palme n'a pas été quantifié. Il n'y a pas d'estimation du potentiel d'atténuation pour les systèmes alimentaires urbains.

L'utilisation efficace de l'énergie et des ressources dans le transport et la distribution des aliments contribue à une

réduction des émissions de GES, estimées à 1 % des émissions mondiales de CO<sub>2</sub> (James et James, 2010; Vermeulen et coll., 2012b). Étant donné que les émissions mondiales de CO<sub>2</sub> en 2017 étaient de 37 GtCO<sub>2</sub>, cela équivaut à 0,37 GtCO<sub>2</sub> an<sup>-1</sup> (couvrant le transport et la distribution des aliments, l'amélioration de l'efficacité de la transformation et de la vente au détail des aliments et l'amélioration de l'efficacité énergétique) (tableau 6.19).

Le tableau 6.19 résume les possibilités d'atténuation des options de gestion de l'offre, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils décrits au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Tableau 6.19 | Effets d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion de l'offre.

option	Potentiel	Confiance
Approvisionnement durable	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Gestion des chaînes d'approvisionnement	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Amélioration des systèmes alimentaires urbains	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments	Voir amélioration de l'efficacité énergétique	
Amélioration de la consommation d'énergie dans les systèmes alimentaires	0,37 GtCO <sub>2</sub> e /an	Faible confiance

### 6.3.1.3 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques

Dans la présente section, les répercussions sur l'atténuation des changements climatiques des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques sont évaluées. En général, étant donné que ces options sont axées sur l'adaptation et d'autres avantages, les avantages en matière d'atténuation sont modestes et, pour la plupart, non quantifiés.

Le développement urbain étendu et moins dense a tendance à avoir une consommation d'énergie plus élevée, en particulier des transports (Liu et al., 2015), de sorte qu'une réduction de 10 % des tissus urbains à très faible densité est corrélée à une réduction de 9 % des émissions par habitant en Europe (Baur et al., 2015). Cependant, la contribution exacte à l'atténuation découlant de la prévention de la conversion des terres en particulier n'a pas été bien quantifiée (Thornbush et al., 2013). Certaines études menées aux États-Unis ont suggéré que la biomasse diminue de moitié en cas de conversion de la forêt à l'utilisation des terres urbaines (Briber et al., 2015), et une étude menée à Bangkok a révélé une baisse de moitié des puits de carbone dans la zone urbaine au cours des 30 dernières années (Ali et al., 2018).

Il n'existe pas de documentation spécifique sur les liens entre la diversification des moyens de subsistance et les avantages de l'atténuation des changements climatiques, bien que certaines formes de diversification qui incluent l'agroforesterie entraîneraient probablement une augmentation des puits de carbone (Altieri et al., 2015; Descheemaeker et coll., 2016). Il n'existe pas de documentation explorant les liens entre les semences locales et les réductions d'émissions de GES, bien que l'utilisation de semences locales réduise probablement les émissions associées au transport des semences commerciales,

bien que l'impact n'ait pas été quantifié.

Bien que la gestion des risques de catastrophe puisse vraisemblablement avoir des avantages supplémentaires en matière d'atténuation, car elle peut aider à réduire les pertes alimentaires à la ferme (p. ex., les cultures détruites avant la récolte ou évitées de la mort d'animaux pendant les sécheresses et les inondations, ce qui signifie une réduction des pertes de production et des émissions gaspillées), il n'existe pas d'estimation mondiale quantifiée de ce potentiel.

Les instruments de partage des risques pourraient avoir certains avantages connexes d'atténuation s'ils amortissent les pertes des ménages et réduisent la nécessité d'agrandir les terres agricoles après avoir subi des risques. Toutefois, les répercussions globales de ces mesures sont inconnues. De plus, l'assurance commerciale peut inciter les producteurs à apporter des terres supplémentaires à la production agricole, en particulier des terres marginales ou présentant d'autres risques qui peuvent être plus sensibles sur le plan environnemental (Claassen et al., 2011a). Les politiques visant à refuser l'assurance-récolte aux agriculteurs qui ont converti des prairies aux États-Unis ont entraîné une baisse de 9 % de la conversion, ce qui a probablement des effets positifs sur les mesures d'atténuation (Claassen et al., 2011a). Les estimations des émissions provenant de la conversion des terres cultivées aux États-Unis en 2016 étaient de 23,8 MtCO<sub>2</sub>e, dont une partie seulement pouvait être attribuée à l'assurance en tant que conducteur.

Le tableau 6.20 résume les possibilités d'atténuation des options de gestion des risques, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Tableau 6.20 | Effets d'atténuation des options d'intervention fondées sur la gestion des risques.

option	Potentiel	Confiance
Gestion de l'étalement urbain	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Diversification des moyens de subsistance	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Utilisation de semences locales	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Gestion des risques de catastrophe	Aucune estimation globale	Aucune preuve
Instruments de partage des risques	>0,024 GtCO <sub>2</sub> e /an pour l'assurance-récolte; probablement certains avantages pour d'autres instruments de partage des risques	Faible confiance

### 6.3.2. Potentiel des options intégrées pour assurer l'adaptation

Dans la présente section, les répercussions des options d'intervention intégrée sur l'adaptation aux changements climatiques sont évaluées.

#### 6.3.2.1. Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des terres

Dans la présente section, les répercussions sur l'adaptation aux changements climatiques des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres sont évaluées.

##### *Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans l'agriculture*

L'augmentation de la productivité alimentaire par des pratiques telles que l'intensification durable améliore les revenus agricoles et permet aux ménages de construire des actifs à utiliser en période de stress, améliorant ainsi la résilience (Campbell et al. 2014). En réduisant la pression sur les terres et en augmentant la production alimentaire, l'augmentation de la productivité alimentaire pourrait être bénéfique pour l'adaptation (Campbell et al. 2014) (chapitre 2 et section 6.3). Pretty et al. (2018) rapportent que 163 millions de fermes occupant 4,53 Mkm<sup>2</sup> ont dépassé un seuil de refonte pour l'application de l'intensification durable, ce qui suggère que le nombre minimum de personnes bénéficiant d'une productivité accrue et d'avantages d'adaptation dans le cadre d'une intensification durable est de 163 millions de >, le total devant être beaucoup plus élevé (tableau 6.21).

L'amélioration de la gestion des terres cultivées est une option d'adaptation au climat, qui pourrait toucher plus de 25 millions de personnes, y compris un large éventail de décisions technologiques prises par les agriculteurs. Les mesures d'adaptation se répartissent en deux grands domaines qui se chevauchent: i) l'adaptation accélérée aux changements climatiques progressifs sur des échelles de temps décennales, par exemple des ensembles intégrés de technologies, d'agronomies et d'options politiques pour les agriculteurs et les systèmes alimentaires, y compris la modification des dates et des zones de plantation, des systèmes de travail du sol, des types de cultures et des variétés, et ii) une meilleure gestion des risques agricoles associés à l'augmentation de la variabilité du climat et aux phénomènes extrêmes, par exemple l'amélioration des services d'information sur le climat et des filets de sécurité (Vermeulen et al. 2012b; Challinor et al. 2014; Lipper et al. 2014; Lobell, 2014). De la même manière, l'amélioration de la gestion du bétail en est une autre option d'adaptation technologique pouvant bénéficier à entre 1 million et 25 millions de personnes. La diversification des cultures et des animaux est considérée comme les mesures d'adaptation les plus prometteuses (Porter et al. 2014; Rojas-Downing et al. 2017). Dans les prairies et les parcours, la réglementation des taux d'ensemencement, les dimensions des champs de pâturage, l'établissement d'exclos et l'emplacement des fontaines et des mangeoires sont des décisions stratégiques prises par les agriculteurs pour

améliorer la gestion du pâturage (Taboada et al. 2011; Mekuria et Aynekulu, 2013; Porter et al. 2014).

Environ 30% de la population rurale mondiale utilise des arbres dans 46% de tous les paysages agricoles (Lasco et al. 2014), ce qui signifie que jusqu'à 2,3 milliards de personnes bénéficient de l'agroforesterie dans le monde (tableau 6.21).

La diversification agricole est essentielle pour atteindre la résilience climatique (Campbell et al. 2014; Cohn et al. 2017). La diversification des cultures est une option importante d'adaptation aux changements climatiques progressifs (Vermeulen et al. 2012a) et il peut améliorer la résilience en favorisant une plus grande capacité à supprimer les épidémies de ravageurs et à amortir la transmission des agents pathogènes, ainsi qu'en tamponnant la production agricole contre les effets d'une plus grande variabilité du climat et d'événements extrêmes (Lin, 2011).

La réduction de la conversion des prairies en terres cultivées peut entraîner des avantages en matière d'adaptation en stabilisant les sols face aux phénomènes climatiques extrêmes (Lal, 2001), augmentant ainsi la résilience, mais comme elle aurait probablement un impact négatif sur la production et la sécurité alimentaires (étant donné que les terres cultivées produisent plus de nourriture par unité de surface que les prairies), les impacts plus larges de l'adaptation seraient probablement négatifs. Cependant, il n'existe pas de littérature quantifiant l'impact mondial de l'évitement de la conversion des prairies en terres cultivées sur l'adaptation.

La gestion intégrée de l'eau fournit d'importants co-bénéfices pour l'adaptation (Dillon et Arshad 2016) en améliorant la résilience des systèmes de production de cultures vivrières aux changements climatiques futurs (Porter et al. 2014) (chapitre 2 et tableau 6.7). L'amélioration des systèmes d'irrigation et la gestion intégrée des ressources en eau, telles que l'amélioration de l'approvisionnement urbain et rural en eau et la réduction des pertes par évaporation des eaux urbaines et rurales (Dillon et Arshad, 2016), sont des options significatives pour renforcer l'adaptation au climat. De nombreuses innovations techniques (p. ex., la gestion précise de l'eau) peuvent mener à des résultats d'adaptation bénéfiques en augmentant la disponibilité de l'eau et la fiabilité de la production agricole, en utilisant différentes techniques de collecte et de stockage de l'eau et son utilisation judicieuse par le biais des étangs agricoles, des barrages et des réservoirs communautaires dans les zones agricoles pluviales. On s'attendrait à ce que les options de réponse intégrées à la gestion de l'eau douce aient peu d'effets secondaires négatifs dans les régions où l'eau douce est abondante, mais des effets secondaires négatifs importants dans les régions où l'eau douce est rare (Grey et Sadoff, 2007; Liu et al. 2017; Scott et al. 2011).

Le tableau 6.21 résume les possibilités d'adaptation pour les options de réponse agricole, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

Tableau 6,21 | Effets d'adaptation des options de réponse basées sur la gestion des terres agricoles

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased food productivity	>163 million people	Medium confidence	Pretty et al. 2018
Improved cropland management	>25 million people	Low confidence	Challinor et al. 2014; Lipper et al. 2014; Lobell 2014; Vermeulen et al. 2012b
Improved grazing land management	1–25 million people	Low confidence	Porter et al. 2014
Improved livestock management	1–25 million people	Low confidence	Porter et al. 2014; Rojas-Downing et al. 2017
Agroforestry	2300 million people	Medium confidence	Lasco et al. 2014
Agricultural diversification	>25 million people	Low confidence	Campbell et al. 2014; Cohn et al. 2017; Vermeulen et al. 2012b
Reduced grassland conversion to cropland	No global estimates	No evidence	
Integrated water management	250 million people	Low confidence	Dillon and Arshad 2016; Liu et al. 2017

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans le secteur forestier*

La gestion des forêts a un impact positif sur l'adaptation en limitant les effets négatifs associés à la pollution (de l'air et des eaux douces), aux infections et autres maladies, à l'exposition à des phénomènes météorologiques extrêmes et à des catastrophes naturelles, ainsi qu'à la pauvreté (p. ex. Smith et al. 2014). Il y a un large consensus sur le fait que la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts a un impact positif sur l'adaptation et la résilience des systèmes couplés homme-naturel. Sur la base du nombre de personnes touchées par des catastrophes naturelles (CRED 2015), le nombre de personnes dépendant des degrés varying sur les forêts pour leur subsistance (Banque mondiale et al. 2009) et le taux actuel de déforestation (Keenan et al. 2015), l'effet potentiel mondial estimé pour l'adaptation est largement positif pour la gestion des forêts et modérément positif pour la réduction de la déforestation lorsqu'elle est cumulée jusqu'à la fin du siècle (tableau 6.22). L'incertitude de ces estimations mondiales est élevée, par exemple, l'impact de la réduction de la déforestation peut être plus élevé si l'on tient compte des impacts biophysiques importants de la déforestation sur le cycle de l'eau (et donc la sécheresse) (p. ex. Alkama et Cescatti, 2016) (chapitre 2).

Des estimations qualitatives plus solides et certaines quantitatives sont disponibles au niveau local et régional. Selon Karjalainen et al. (2009), la réduction de la déforestation et de l'altération de l'habitat contribue à limiter les maladies infectieuses telles que le paludisme en Afrique, en Asie et en Amérique latine, réduisant ainsi les dépenses associées aux traitements de santé. Bhattacharjee et Behera (2017) ont constaté que les vies humaines perdues en raison des inondations augmentent avec la réduction du couvert forestier et l'augmentation des taux de déforestation en Inde. En outre, le maintien du couvert forestier dans les contextes urbains réduit la pollution atmosphérique et évite donc la mortalité d'environ une personne par an par ville aux États-Unis, et jusqu'à 7,6 personnes par an dans la ville de New York (Nowak et al. 2014). Il existe également des preuves

que la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les plantations de mangroves améliore potentiellement la stabilisation des sols et atténue l'impact des cyclones tropicaux et des typhons le long des zones côtières en Asie du Sud et du Sud-Est (Chow 2018). À l'échelle locale, les co-avantages entre REDD+ et

l'adaptation des communautés locales peuvent potentiellement être substantiels (Long 2013; Morita et Matsumoto, 2018), même si elles sont souvent difficiles à quantifier et ne sont pas explicitement reconnues (McElwee et coll. 2017b).

La restauration des forêts peut faciliter l'adaptation et la résilience des forêts aux changements climatiques en améliorant la connectivité entre les zones forestières et en préservant les points chauds de la biodiversité (Locatelli et al. 2011, 2015b; Ellison et al. 2017; Dooley et Kartha, 2018). En outre, la restauration des forêts peut améliorer la fonctionnalité et les services écosystémiques, fournir une régulation microclimatique pour les personnes et les cultures, le bois et le fourrage comme filets de sécurité, la protection contre l'érosion des sols et l'amélioration de la fertilité des sols pour la résilience agricole, la protection des zones côtières, la régulation des inondations et des inondations (Locatelli et al. 2015b).

Le boisement et le reboisement sont d'importantes options d'adaptation aux changements climatiques (Reyer et al. 2009; Ellison et al. 2017; Locatelli et al. 2015b), et peut potentiellement aider une grande proportion de la population mondiale à s'adapter aux changements climatiques et aux catastrophes naturelles connexes (tableau 6.22). Par exemple, les arbres atténuent généralement le réchauffement moyen de l'été et les températures extrêmes (Findell et al. 2017; Sonntag et al. 2016).

Le tableau 6.22 résume les possibilités d'adaptation pour les options de réponse des forêts, avec des estimations de confiance basées sur les seuils décrits dans le tableau 6.53 à la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6,22 | Effets d’adaptation des options de gestion des terres dans les forêts.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Forest management	>25 million people	Low confidence	CRED2015; World Bank et al. 2009
Reduced deforestation and forest	1–25 million people	Low confidence	CRED 2015; Keenan et al. 2015; World Bank et al. 2009. The estimates consider a cumulated effect until the end of the century.
Reforestation and forest restoration	See afforestation		
Afforestation	>25 million people	Medium confidence	CRED2015; Reyer et al. 2009; Smith et al. 2014; Sonntag et al. 2016; World Bank et al. 2009. The estimates consider a cumulated effect until the end of the century.

*Options d’intervention intégrée fondées sur la gestion des sols*

L’augmentation du carbone organique du sol est promue en tant qu’action d’adaptation au changement climatique. Étant donné que l’augmentation de la teneur en matière organique du sol est une mesure de lutte contre la dégradation des terres (voir la section 6.2.1) et que la restauration des terres dégradées contribue à améliorer la résilience aux changements climatiques, l’augmentation du carbone dans les sols est une option importante pour l’adaptation aux changements climatiques. Avec environ 120 000 km<sup>2</sup> perdus à cause de la dégradation chaque année, et plus

3,2 milliards de personnes touchées négativement par la dégradation des terres à l’échelle mondiale (IPBES 2018), les pratiques conçues pour augmenter le carbone organique des sols ont un grand potentiel pour relever les défis d’adaptation (tableau 6.23).

Étant donné que la lutte contre l’érosion des sols prévient la dégradation des terres et la désertification, elle améliore la résilience de l’agriculture aux changements climatiques et augmente la production alimentaire (Lal, 1998; IPBES 2018), bien que le nombre mondial de personnes bénéficiant d’une meilleure résilience au changement climatique n’ait pas été rapporté dans la littérature. En utilisant les chiffres de (FAO et ITPS 2015), l’IPBES (2018) estime que les pertes de terres dues à l’érosion équivalent à 1,5 Mkm<sup>2</sup> des terres utilisées pour la production agricole jusqu’en 2050, soit 45 000 km<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup> (Foley et al. 2011). Le contrôle de l’érosion des sols (eau et vent) pourrait bénéficier à 11 Mkm<sup>2</sup> de terres dégradées (Lal 2014) et améliorer la résilience d’au moins une partie des 3,2 milliards de personnes touchées par la dégradation des terres (IPBES 2018), ce qui suggère des impacts positifs sur l’adaptation. La gestion de l’érosion est une mesure importante d’adaptation au changement climatique, car elle réduit la vulnérabilité des sols à la perte due aux extrêmes climatiques, augmentant ainsi la résilience au changement climatique (Garbrecht et al. 2015).

La prévention et/ou la réversion de la salinisation de la couche arable peuvent nécessiter une gestion combinée des eaux souterraines, des techniques d’irrigation, du drainage, du paillage et de la végétation, toutes ces mesures étant considérées comme pertinentes pour l’adaptation (Qadir et al. 2013; CNUCED 2011; Dagar et al. 2016). Compte tenu de la diffusion généralisée des problèmes de salinité, de nombreuses personnes peuvent bénéficier de sa mise en œuvre par les agriculteurs. La relation entre la prévention du compactage et/ou la réversion et l’adaptation au climat est moins évidente et peut être liée à un meilleur fonctionnement hydrologique des sols (Chamen et al. 2015; Epron et al. 2016; Tullberg et al. 2018).

Biochar a le potentiel de bienveillance l’adaptation au climat en améliorant la résilience des systèmes de production de cultures vivrières au changement climatique futur en augmentant le rendement dans certaines régions et en améliorant la capacité de rétention d’eau (Woolf et al. 2010; Sohi, 2012) (chapitre 2 et section 6.4). En augmentant le rendement de 25% sous les tropiques (Jeffery et al. 2017), cela pourrait accroître la production alimentaire de 3,2 milliards de personnes touchées par la dégradation des terres (IPBES 2018), améliorant ainsi potentiellement leur résilience aux chocs liés au changement climatique (tableau 6.23). L’exigence pour de grandes superficies de terres de fournir des matières premières pour le biochar pourrait avoir un impact négatif sur l’adaptation, bien que cela n’ait pas été quantifié à l’échelle mondiale.

Le tableau 6.23 résume les possibilités d’adaptation pour les options d’intervention par le sol, avec des estimations de confiance basées sur les seuils décrits dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

**Table 6.23 | Adaptation effects of response options based on land management of soils.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased soil organic carbon content	Up to 3200 million people	Low confidence	IPBES 2018
Reduced soil erosion	Up to 3200 million people	Low confidence	IPBES 2018
Reduced soil salinisation	1–25 million people	Low confidence	Dagar et al. 2016; Qadir et al. 2013; UNCTAD 2011
Reduced soil compaction	<1 million people	Low confidence	Chamen et al. 2015; Epron et al. 2016; Tullberg et al.
Biochar addition to soil	Up to 3200 million people; but potential negative (unquantified) impacts from land required from feedstocks	Low confidence	Jeffery et al. 2017

### *Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes*

Pour la gestion des incendies, Doerr et al. (2016) ont montré que le nombre de personnes tuées par les feux de forêt était de 1940, et le nombre total de personnes touchées était de 5,8 millions de 1984 à 2013, à l'échelle mondiale. Johnston et al. (2012) ont montré que la mortalité moyenne attribuable à l'exposition à la fumée des feux de paysage était de 339 000 décès par année. Les régions les plus touchées ont été l'Afrique subsaharienne (157 000) et l'Asie du Sud-Est (110 000). La mortalité annuelle estimée à La Niña était de 262 000, contre environ 100 000 décès supplémentaires en Indonésie, en Malaisie et à Singapour (tableau 6.24).

La gestion des glissements de terrain et des risques naturels figure généralement parmi les options d'adaptation prévues dans les zones montagneuses et vallonnées en pente, où les ruissellements incontrôlés et les avalanches peuvent provoquer des catastrophes climatiques, affectant des millions de personnes des zones urbaines et rurales. La lutte contre les glissements de terrain nécessite une augmentation de la couverture végétale et des pratiques d'ingénierie (voir le tableau 6.8).

Pour la gestion de la pollution, y compris acidifi Anenberg et al. (2012) ont estimé que, pour les particules (PM<sub>2,5</sub>) et l'ozone respectivement, la mise en œuvre complète de mesures de réduction pourrait réduire les concentrations moyennes de surface pondérées en fonction de la population mondiale de 23 à 34 % et de 7 à 17 % et éviter de 0,6 à 4,4 et de 0,04 à 0,52 million de décès prématurés annuels dans le monde en 2030. Le PNUE et l'OMM (2011) ont examiné des mesures de contrôle des émissions visant à réduire l'ozone et le carbone noir (C.-B.) et ont estimé que 2,4 millions de décès prématurés annuels (de l'ordre de 0,7 à 4,6 millions) dus à la pollution de l'air extérieur pourraient être évités. West et al. (2013) l'atténuation mondiale estimée des GES apporte des avantages pour la qualité de l'air et permettrait d'éviter 0,5 ± 0,2, 1,3 ± 0,5 et 2,2 ± 0,8 million de décès prématurés en 2030, 2050 et 2100, respectivement.

Il n'existe pas de données mondiales sur les impacts de la gestion des espèces envahissantes et de l'empiètement sur l'adaptation.

Les zones humides côtières offrent une défense naturelle contre les inondations côtières et les ondes de tempête en dissipant l'énergie des vagues, en réduisant l'érosion et en aidant à stabiliser les sédiments côtiers, de sorte que la restauration peut apporter des

avantages importants pour l'adaptation. La Convention de Ramsar relative aux zones humides couvre 1,5 Mkm<sup>2</sup> sur 1674 sites (Keddy et al. 2009). Les inondations côtières touchent actuellement 93 à 310 millions de personnes (en 2010) dans le monde, et cela pourrait atteindre 600 millions de personnes en 2100 avec l'élévation du niveau de la mer, à moins que des mesures d'adaptation ne soient prises (Hinkel et al. 2014). La proportion de la population sujette aux inondations qui pourrait éviter ces impacts grâce à la restauration des milieux humides côtiers n'a pas été quantifiée, mais cela établit une limite supérieure.

Les impacts évités de la tourbe et la restauration des tourbières peuvent aider à réguler l'eau et à prévenir l'impact de la tourbe en aval (Munang et al. 2014), mais le potentiel mondial (en termes de nombre de personnes qui pourraient éviter la restauration des tourbières) n'a pas été quantifié.

Il n'existe pas d'estimations mondiales sur le potentiel de la conservation de la biodiversité pour améliorer l'adaptation et la résilience des communautés locales aux changements climatiques, en termes de réduction du nombre de personnes touchées par des catastrophes naturelles. Néanmoins, il est largement reconnu que la biodiversité, la santé des écosystèmes et la résilience améliorent le potentiel d'adaptation (Jones et al. 2012). Par exemple, le mélange d'espèces d'arbres améliore la résistance des peuplements aux perturbations naturelles, telles que la sécheresse, le feu et les tempêtes de vent (Jactel et al. 2017), ainsi que la stabilité contre les glissements de terrain (Kobayashi et Mori, 2017). De plus, les aires protégées jouent un rôle clé dans l'amélioration de l'adaptation (Watson et al. 2014; Lopoukhine et al. 2012), en réduisant les mouvements rocheux stabilisateurs de l'eau, en créant des barrières physiques à l'érosion côtière, en améliorant la résistance à l'érosion côtière et en amortissant les dommages causés par les tempêtes (Dudley et al. 2010). Parmi les plus grandes zones urbaines du monde, 33 sur 105 dépendent d'aires protégées pour une partie ou la totalité de leur eau potable (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique 2008), ce qui indique que plusieurs millions de personnes sont susceptibles de bénéficier de pratiques de conservation.

Le tableau 6.24 résume les possibilités d'adaptation pour les options d'intervention par le sol, avec des estimations de confiance basées sur les seuils décrits dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Table 6.24 | Adaptation effects of response options based on land management of soils.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Fire management	>5.8 million people affected by wildfire; max. 0.5 million deaths per year by smoke	Medium confidence	Doerr and Santín 2016; Johnston et al. 2012; Koplitz et al. 2016
Reduced landslides and natural hazards	>25 million people	Low confidence	Arnáez J et al. 2015; Gariano and Guzzetti 2016
Reduced pollution including acidification	Prevent 0.5–4.6 million annual premature deaths globally	Medium confidence	Anenberg et al. 2012; Shindell et al. 2012; West et al. 2013; UNEP and
Management of invasive species/encroachment	No global estimates	No evidence	
Restoration and reduced conversion of coastal wetlands	Up to 93–310 million people	Low confidence	Hinkel et al. 2014
Restoration and reduced conversion of peatlands	No global estimates	No evidence	
Biodiversity conservation	Likely many millions	Low confidence	Secretariat of the Convention on Biological Di-

*Options d’intervention intégrées fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour le PCEM*

L’amélioration de l’altération des minéraux a été proposée comme mécanisme d’amélioration de la santé des sols et de la sécurité alimentaire (Beerling et al. 2018), mais il n’existe pas de littérature estimant les avantages globaux de l’adaptation.

La bioénergie à grande échelle et la BECSC peuvent nécessiter des quantités importantes de terres cultivées (Popp et al. 2017; Calvin et al. 2014; Smith et al. 2016a), les terres forestières (Baker et al. 2019; Favero et Mendelsohn, 2017) et l’eau (Chaturvedi et al. 2013; Hejazi et al. 2015; Popp et al. 2011a; Smith et al. 2016a; Fuss et al. 2018); suggérant que la bioénergie et la BECSC pourraient avoir des effets secondaires négatifs pour l’adaptation. Dans certains contextes – par exemple, les faibles apports de combustibles fossiles et de produits chimiques, l’irrigation limitée, les espèces tolérantes à la chaleur et à la sécheresse et l’utilisation de terres marginales – la bioénergie peut avoir des co-avantages pour l’adaptation (Dasgupta et al. 2014; Noble et al. 2014). Cependant, aucune étude n’a été trouvée pour quantifier l’ampleur de l’effet.

Le tableau 6.25 résume les impacts sur l’adaptation des options d’intervention en matière de gestion des terres spécifiquement pour le PCEM, avec des estimations de confiance basées sur les seuils décrits dans le tableau 6.53 à la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

**Tableau 6.25 | Effets d'adaptation des options de réponse basées sur la gestion des terres spécifiquement pour le PCEM.**

Option de réponse intégrée	Potential	Confiance	Citation
Altération améliorée des minéraux	Aucune estimation globale	Aucune preuve	
Bioénergie et BECSC	Conséquences négatives d'une ampleur	Faible confiance	Fuss et al. 2018; Muller et al. 2017; Smith et al. 2016a

### 6.3.2.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur

Dans cette section, les impacts sur l'adaptation au changement climatique des options d'intervention intégrée basées sur la gestion de la chaîne de valeur sont évalués.

#### *Options de réponse intégrées basées sur la gestion de la chaîne de valeur par le biais de la gestion de la demande*

La diminution de la pression sur les terres et la diminution de l'intensité de la production associées à une alimentation saine et durable ou à la réduction du gaspillage alimentaire pourraient également favoriser l'adaptation; cependant, l'ampleur de cet effet n'est pas bien quantifiée (Muller et coll. 2017).

La réduction des pertes de gaspillage alimentaire peut alléger la pression sur les ressources mondiales en eau douce, facilitant ainsi l'adaptation. Les pertes alimentaires représentent 215 km<sup>3</sup> an<sup>-1</sup> des ressources en eau douce, dont Kummu et al. (2012) rapportent qu'environ 12 à 15 % de la consommation mondiale d'eau est utilisée.

Étant donné que 35% de la population mondiale vit sous un stress hydrique élevé ou une pénurie (Kummu et al. 2010), la réduction du gaspillage alimentaire pourrait profiter à 320 à 400 millions de personnes (12 à 15 % des 2681 millions de personnes touchées par le stress ou la pénurie d'eau).

Bien qu'aucune étude ne rende compte d'estimations quantitatives de l'effet de la substitution de matériaux sur l'adaptation, les effets devraient être similaires à ceux du reboisement et du boisement si la quantité de substitution de matériaux entraîne une augmentation de la superficie forestière. De plus, certaines études indiquent que les bâtiments en bois, s'ils sont correctement construits, pourraient réduire le risque d'incendie, comparativement à l'acier, qui se ramollit lorsqu'il est brûlé (Gustavsson et al. 2006; Ramage et al. 2017).

Le tableau 6.26 résume les répercussions sur l'adaptation des options de gestion de la demande, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.26 | Effets d'adaptation des options de réponse fondées sur la gestion de la demande.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Dietary change	No global estimates	No evidence	Muller et al. 2017
Reduced post-harvest losses	320–400 million people	Medium confidence	Kummu et al. 2012
Reduced food waste (consumer or retailer)	No global estimates	No evidence	Muller et al. 2017
Material substitution	No global estimates	No evidence	

*Options d'intervention intégrées basées sur la gestion de la chaîne value par la gestion de l'approvisionnement*

On estime que 500 millions de petits exploitants agricoles dépendent des entreprises agricoles dans les pays en développement (IFAD 2013), ce qui signifie qu'une meilleure promotion des produits à valeur ajoutée et une efficacité et une durabilité accrues de la transformation et de la vente au détail des aliments pourraient potentiellement aider jusqu'à 500 millions de personnes à s'adapter au changement climatique. Cependant, les chiffres sur la façon dont l'approvisionnement durable en général pourrait aider les agriculteurs et la gestion forestière ne sont généralement pas quantifiés. Plus de 1 million d'agriculteurs ont actuellement été certifiés par divers programmes (Tayleur et al. 2017), mais on ne sait pas dans quelle mesure cela les a aidés à se préparer à l'adaptation.

La gestion des chaînes d'approvisionnement a le potentiel de réduire la vulnérabilité à la volatilité des prix. Les consommateurs des pays à faible revenu sont les plus touchés par la volatilité des prix, l'Afrique subsaharienne et l'Asie du Sud présentant le risque le plus élevé (Regmi et Meade, 2013; Fujimori et al. 2019). Cependant, la compréhension de la stabilité de l'approvisionnement alimentaire est l'un des maillons les plus faibles de la recherche sur le système alimentaire mondial (Wheeler et von Braun, 2013), car l'instabilité est déterminée par un mélange de facteurs (Headey et Fan, 2008). La flambée des prix des denrées alimentaires en 2007 a fait augmenter le nombre de personnes sous le seuil de pauvreté de 100 millions de personnes (Ivanic et Martin, 2008) à 450 millions de personnes (Brinkman et al. 2009) et causé des pertes de bien-être de 3 % ou plus pour les ménages pauvres dans de nombreux pays (Zezza et al. 2009). La stabilisation des prix des aliments par la Chine, l'Inde

et l'Indonésie seulement en 2007-2008 a entraîné une réduction du prix des aliments de base pour 2 milliards de personnes (Timmer, 2009). On peut supposer que dépenser moins en nourriture libère de l'argent pour d'autres activités, y compris l'adaptation, mais on ne sait pas combien (Zezza et al. 2009; Ziervogel et Ericksen, 2010). Par exemple, la réduction des coûts des prix des denrées alimentaires de base pour les consommateurs bangladais grâce aux politiques de stabilité alimentaire a permis aux ménages ruraux d'économiser 887 millions de dollars des États-Unis au total en 2003 (Torlesse et al. 2003). La stabilité de l'approvisionnement alimentaire grâce à l'amélioration des chaînes d'approvisionnement pourrait également réduire la confusion (en évitant les émeutes des prix de la nourriture, qui se sont produites dans les pays comptant plus de 100 millions d'habitants au total en 2007-2008) et ainsi augmenter la capacité d'adaptation (Raleigh et al. 2015) Il n'existe pas d'estimations mondiales de la contribution de l'amélioration du transport et de la distribution des denrées alimentaires, ou des systèmes alimentaires urbains, à l'adaptation, mais comme la population urbaine en 2018 était de 4,2 milliards de personnes, cela fixe la limite supérieure à ceux qui pourraient en bénéficier.

Étant donné que 65% (760 millions) des adultes qui travaillent dans la pauvreté vivent de l'agriculture, l'augmentation de l'efficacité énergétique dans l'agriculture pourrait profiter à ces 760 millions de personnes.

Le tableau 6.27 résume les répercussions sur l'adaptation des options de gestion de l'offre, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Table 6.27 | Adaptation effects of response options based on demand management.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Sustainable sourcing	>1 million	Low confidence	Tayleur et al. 2017
Management of supply chains	>100 million	Medium confidence	Campbell et al. 2016; Ivanic and Martin 2008; Timmer 2009; Vermeulen et al. 2012b
Enhanced urban food systems	No global estimates	No evidence	
Improved food processing and re-	500 million people	Low confidence	IFAD 2013; World Bank 2017
Improved energy use in food systems	760 million	Low confidence	IFAD 2013; World Bank 2017

### Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques

Dans la présente section, les répercussions sur l'adaptation aux changements climatiques des options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques sont évaluées.

La réduction de l'étalement urbain est susceptible d'apporter des avantages supplémentaires en matière d'adaptation grâce à l'amélioration de la santé humaine (Frumkin, 2002; Anderson, 2017), car l'étalement urbain contribue à réduire l'activité physique, à aggraver la pollution atmosphérique et à aggraver les effets des îlots de chaleur urbains et les vagues de chaleur extrêmes (Stone et coll. 2010). Les villes les plus tentaculaires des États-Unis ont connu une chaleur extrême, plus du double de celles des villes plus denses, et les stratégies d'amélioration de l'albédo urbain et de la végétation ont un potentiel important pour réduire les impacts sur la santé liés à la chaleur (Stone et al. 2010). Les autres co-bénéfices de l'adaptation sont moins bien compris. Il y aura probablement des économies de coûts grâce à la gestion de la croissance de la planification (une étude a révélé des économies de 2 % dans les budgets métropolitains, qui peuvent ensuite être consacrées à la planification de l'adaptation) (Deal et Schunk, 2004).

La diversification est une stratégie d'adaptation majeure et une forme de gestion des risques, car elle peut aider les ménages à lisser leurs revenus.

et offrir un éventail plus large d'options pour l'avenir (Osborne et al. 2008; Adger et al. 2011; Thornton et Herrero, 2014). Les enquêtes auprès des agriculteurs dans les zones à variation climatique si la diversification des moyens de subsistance est de plus en plus privilégiée comme option d'adaptation (Bryan et al. 2013), bien qu'elle ne soit pas toujours couronnée de succès, car elle peut accroître l'exposition à la variabilité du climat (Adger et coll. 2011). Il y a plus de 570 millions de petites exploitations dans le monde (Lowder et al. 2016), et plusieurs millions de petits exploitants agricoles pratiquent déjà la diversification des moyens de subsistance en s'engageant dans de multiples formes de revenus non agricoles (Rigg, 2006). Il n'est toutefois pas clair combien d'agriculteurs n'ont pas encore pratiqué la diversification, par conséquent, combien seraient aidés en soutenant cette option de réponse.

Actuellement, des millions d'agriculteurs dépendent encore dans une certaine mesure des semences locales. L'utilisation de semences locales peut faciliter l'adaptation pour de nombreux petits exploitants, car le passage à l'utilisation de semences commerciales peut augmenter les coûts pour les agriculteurs (Howard, 2015). Les réseaux de semences et les banques protègent l'agrobiodiversité locale et les races locales, qui sont importantes pour faciliter l'adaptation, car les races locales peuvent être résilientes à certaines formes de changement climatique (Coomes et al. 2015; Van Niekerk et

Wynberg, 2017; Vasconcelos et al. 2013).

La gestion des risques de catastrophe est un élément essentiel des stratégies d'adaptation. Le Réseau des systèmes d'alerte précoce à la famine financé par l'Agence américaine pour le développement international (USAID) opère sur trois continents depuis les années 1980, et plusieurs millions de personnes dans 34 pays ont accès à des informations précoces sur la sécheresse. Ces renseignements peuvent aider les collectivités et les ménages à s'adapter aux affections d'apparition (Hillbruner et Moloney, 2012). Toutefois, des préoccupations ont été soulevées quant au nombre de personnes effectivement touchées par les systèmes de gestion des risques de catastrophe et d'alerte rapide; par exemple, moins de 50 % des personnes interrogées au Bangladesh avaient entendu un avertissement de cyclone avant qu'il ne frappe, même s'il existait un système d'alerte précoce (Mahmud et Prowse, 2012). En outre, on craint que les systèmes d'alerte précoce actuels « aient tendance à se concentrer sur l'intervention et le relèvement plutôt que sur la résolution des problèmes de subsistance dans le cadre du processus de réduction des facteurs de risque sous-jacents » (Birkmann et al. 2015), ce qui réduit le potentiel d'adaptation.

Les instruments locaux de partage des risques tels que les groupes de crédit ou de prêt rotatifs peuvent aider à protéger les agriculteurs contre les impacts climatiques et à faciliter l'adaptation. L'assurance-récolte indiciel et l'assurance-récolte commerciale offrent un certain potentiel d'adaptation, car elle offre un moyen d'amortir et de transférer les risques météorologiques, ce qui permet aux agriculteurs d'économiser le coût des pertes de récoltes (Meze-Hausken et coll. 2009; Patt et al. 2010). Cependant, une assurance trop subventionnée peut saper le rôle du marché dans la tarification des risques et ainsi affaiblir les stratégies d'adaptation plus rapides (Skees et Collier, 2012; Jaworski, 2016) et accroître le risque de prise de décisions (McLeman et Smit, 2006). Par exemple, on a observé que la disponibilité de l'assurance-récolte réduisait la diversification au niveau de la ferme aux États-Unis, un facteur cité comme augmentant la capacité d'adaptation (Sanderson et coll. 2013) et les producteurs de soja titulaires d'une assurance-récolte aux États-Unis ont été moins susceptibles de s'adapter aux phénomènes météorologiques extrêmes que ceux qui n'en détenaient pas (Annan et Schlenker, 2015). On ne sait pas combien de personnes dans le monde utilisent l'assurance comme stratégie d'adaptation; Platteau et al. (2017) suggèrent que moins de 30% des petits exploitants prennent toute forme d'assurance, mais c'est probablement dans les millions.

Le tableau 6.28 résume les incidences sur l'adaptation des options de gestion des risques, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Table 6.28 | Adaptation effects of response options based on risk management.

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Management of urban sprawl	Unquantified but likely to be many millions	Low confidence	Stone et al. 2010
Livelihood diversification	>100million likely	Low confidence	Morton 2007; Rigg 2006
Use of local seeds	Unquantified but likely to be many millions	Low confidence	Louwaars 2002; Santilli 2012
Disaster risk management	>100 million	High confidence	Hillbruner and Moloney 2012
Risk sharing instruments	Unquantified but likely to be several million	Low confidence	Platteau et al. 2017

### 6.3.3 Potentiel des options intégrées pour ajouter la désertification

Dans la présente section, les incidences des options d'intervention intégrée sur la désertification sont évaluées.

#### 6.3.3.1 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres

Dans la présente section, les incidences sur la désertification des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres sont évaluées.

##### *Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans l'agriculture*

Burney et al. (2010) ont estimé qu'une superficie mondiale supplémentaire de 11,11 à 15,14 km<sup>2</sup> aurait été nécessaire si la productivité n'avait pas augmenté entre 1961 et 2000. Étant donné que l'expansion agricole est l'un des principaux moteurs de la désertification (FAO et ITPS 2015), l'augmentation de la productivité alimentaire aurait pu empêcher jusqu'à 11,11 à 15,14 Mkm<sup>2</sup> d'exploitation et de désertification (tableau 6.10).

L'amélioration de la gestion des terres cultivées, du bétail et des pâturages est une option stratégique visant à prévenir la désertification et peut inclure la sélection des cultures et des animaux, des taux de stockage optimisés, des changements dans le travail du sol et/ou des cultures de couverture, jusqu'au déplacement de l'utilisation des terres des terres cultivées vers les parcours, en ciblant en général l'augmentation de la couverture végétale et la protection contre l'érosion éolienne (Schwilch et al. 2014; Bestelmeyer et al. 2015). Compte tenu de la vaste répartition des déserts et des terres désertifiées dans le monde, plus de 10 Mkm<sup>2</sup> pourraient bénéficier de techniques de gestion améliorées.

L'agroforesterie peut aider à stabiliser les sols pour prévenir la désertification (section 6.3.2.1), de sorte qu'étant donné qu'il y a environ 10 Mkm<sup>2</sup> de terres avec plus de 10% de couvert forestier (Garrity 2012), l'agroforesterie pourrait bénéficier jusqu'à 10 Mkm<sup>2</sup> de terres.

La diversification agricole pour prévenir la désertification peut inclure l'utilisation de cultures avec des fumiers, des légumineuses, des légumineuses fourragères et des cultures de couverture combinées à des systèmes de conservation du sol (Schwilch et al. 2014). Ces pratiques peuvent être considérées comme faisant partie des options améliorées de gestion des cultures (voir ci-dessus) et visent à augmenter la couverture du sol par la végétation et à contrôler les pertes d'érosion éolienne.

Étant donné que le passage des prairies à la culture annuelle augmente l'érosion et la perte de sols, la lutte contre la désertification présente des avantages importants en stabilisant les sols dans les zones arides (chapitre 3). L'expansion des terres cultivées de 1985 à 2005 a été de 359 000 km<sup>2</sup> soit 17 400 km<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup> (Foley et al. 2011). Cette expansion ne se fera pas entièrement à partir de prairies ou dans des zones désertifiées, mais cette valeur établit la contribution maximale de la prévention de la conversion des prairies en terres cultivées, un petit avantage global pour la lutte contre la désertification (tableau 6.10).

Des stratégies intégrées de gestion des ressources, telles que l'efficacité de l'utilisation des sols et l'irrigation, améliorent la santé des sols grâce à l'augmentation de la teneur en matière organique du sol, 2200 tirent ainsi des avantages pour la prévention ou l'inversion de la désertification (Baumhardt et al. 2015; Datta et al. 2000; Evans et Sadler, 2008; He et al. 2015) (Chapitre 3). Le changement climatique amplifiera les pressions actuelles sur la disponibilité de l'eau et sur les systèmes agricoles, en particulier dans les environnements semi-arides (IPCCAR5 2014) (chapitre 3). En 2011, les écosystèmes semi-arides de l'hémisphère Sud ont contribué à 51 % du puits net mondial de carbone (Poulter et al. 2014). Ces résultats suggèrent que les écosystèmes arides pourraient constituer un important puits de carbone mondial, en fonction de la disponibilité des sols.

Le tableau 6.29 résume les impacts sur la désertification des options agricoles, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes se fondaient.

Tableau 6,29 | Effets sur la désertification des options der esponse dans l’agriculture.

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased food productivity	11.1–15.1 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Burney et al. 2010
Improved cropland management	10 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Schwilch et al. 2014
Improved grazing land management	0.5–3 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Schwilch et al. 2014
Improved livestock management	0.5–3 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Miao et al. 2015; Squires and Karami 2005
Agroforestry	10 Mkm <sup>2</sup> (with >10% tree cover)	Medium confidence	Garrity 2012
Agricultural diversification	0.5–3 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Lambin and Meyfroidt 2011; Schwilch et al. 2014
Reduced grassland conversion to cropland	Up to 17,400 km <sup>2</sup> yr <sup>-1</sup>	Low confidence	Foley et al. 2011
Integrated water management	10,000 km <sup>2</sup>	Low confidence	Pierzynski et al. 2017; UNCCD 2012

*Options d’intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans le secteur forestier*

Les forêts sont importantes pour aider à stabiliser les terres et à réguler l’eau et le microclimat (Locatelli et al. 2015b). D’après l’étendue des forêts sèches menacées de désertification (Núñez et al. 2010; Bastin et al. 2017), l’effet potentiel mondial estimé de la désertification évitée est important à la fois pour la gestion des forêts et pour la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts lorsqu’il est cumulé pendant au moins

20 ans (tableau 6.30). L’incertitude de ces estimations mondiales est élevée. Des estimations qualitatives et certaines estimations quantitatives plus solides sont disponibles au niveau régional. Par exemple, il a été simulé que l’activité humaine (c.-à-d. la gestion des terres) a contribué à ce que 26 % du total des terres soient revenues de la désertification dans le nord de la Chine entre 1981 et 2010 (Xu et al. 2018). En Thaïlande, il a été constaté que le risque de désertifi est réduit lorsque l’utilisation des terres est changée de terres nues à des terres agricoles et des forêts, et de non-forêts à des forêts; à l’inverse, le risque de désertifi cation augmente lors de la conversion des forêts et des forêts dénudées en terres nues (Wijitkosum 2016).

Le boisement, le reboisement et la restauration des forêts sont des options de gestion des terres qui sont utilisées pour prévenir la désertification. Les forêts ont tendance à maintenir la qualité dusol et du sol en réduisant le ruissellement et en piégeant les sédiments et les nutriments (Medugu et al. 2010; Salvati et al. 2014), mais la

plantation d’espèces non indigènes dans des régions semi-arides peut épuiser les ressources du sol si elles ont des taux d’évapotranspiration élevés (Zeng et al. 2016; Yang et al. 2014). Les programmes de boisement et de reboisement peuvent être déployés sur de vastes zones de la Terre, ce qui peut créer des synergies dans les zones sujettes à la désertification. Les estimations mondiales des terres potentiellement disponibles pour le boisement s’approchent de 25,8 Mkm<sup>2</sup> d’ici la fin du siècle, en fonction d’une variété d’hypothèses sur les développements socio-économiques et les politiques climatiques (Griscom et al. 2017; Kreidenweis et al. 2016; Popp et al. 2017). L’extrémité supérieure de cette fourchette est obtenue dans l’hypothèse d’une récompense uniforme à l’échelle mondiale pour l’absorption du carbone dans la biosphère terrestre, et elle est réduite de moitié en considérant les zones tropicales et subtropicales uniquement pour minimiser les rétroactions d’albédo (Kreidenweis et al. 2016). Lorsque des mesures de protection sont introduites (p. ex., à l’exclusion des terres cultivées existantes pour la sécurité alimentaire, des zones boréales, etc.), la superficie disponible diminue à environ 6,8 Mkm<sup>2</sup> (intervalle de confiance à 95 % de 2,3 et 11,25 Mkm<sup>2</sup>), dont environ 4,72 Mkm<sup>2</sup> dans les régions tropicales et 2,06 Mkm<sup>2</sup> dans les régions tempérées (Griscom et al. 2017) (tableau 6.30).

Le tableau 6.30 résume les impacts sur la désertification des options forestières, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Tableau 6.30 | Impacts des options concernant la forêt sur la désertification.

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Forest management	>3 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Bastin et al. 2017; Núñez et al. 2010
Reduced deforestation and forest degrada-	>3 Mkm <sup>2</sup> (effects cumulated for at least 20 years)	Low confidence	Bastin et al. 2017; Keenan et al. 2015; Núñez et al. 2010
Reforestation and forest restoration	See afforestation		
Afforestation	2–25.8 Mkm <sup>2</sup> by the end of the century	Medium confi-	Griscom et al. 2017; Kreidenweis et al. 2016; Popp et al.

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des sols*

Avec plus de 2,7 milliards de personnes touchées dans le monde par la désertification (IPBES 2018), des pratiques visant à augmenter la teneur en carbone organique des sols sont proposées en tant qu'actions pour lutter contre la désertification et pourraient être appliquées à environ 11,37 Mkm<sup>2</sup> de sols désertifiés (Lal 2001) (tableau 6.31).

La lutte contre l'érosion des sols pourrait avoir de grands avantages pour la lutte contre la désertification. En utilisant les chiffres de FAO et al. (2015), l'IPBES (2018) a estimé que les pertes de terres dues à l'érosion jusqu'en 2050 équivalent à 1,5 Mkm<sup>2</sup> de terres provenant de la production agricole, soit 45 000 km<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup> (Foley et al. 2011) ainsi, le contrôle de l'érosion des sols pourrait bénéficier jusqu'à 1,50 Mkm<sup>2</sup> de terres dans les décennies à venir. Lal (2001) a estimé que la lutte contre la désertification (en utilisant la lutte contre l'érosion des sols comme une intervention) pourrait bénéficier à 11,37 Mkm<sup>2</sup> de terres désertifiées dans le monde (tableau 6.10).

**Tableau 6.31 | Effets sur la désertification de la gestion des sols.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased soil organic carbon content	Up to 11.37 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Lal 2001
Reduced soil erosion	Up to 11.37 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Lal 2001
Reduced soil salinisation	0.77 Mkm <sup>2</sup> yr <sup>-1</sup>	Medium confidence	Oldeman et al. 1991
Reduced soil compaction	No global estimates	No evidence	FAO and ITPS 2015; Hamza and Anderson 2005
Biochar addition to soil	No global estimates	No evidence	

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes*

Pour la gestion des incendies, Arora et Melton (2018) ont estimé, à l'aide de modèles et de données GFED4.1s0, que la superficie brûlée au cours de la période de 1997 à 2014 était de 4,834 à 4,855 Mkm<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup>. Randerson et al. (2012) ont estimé que les petits incendies ont augmenté la superficie totale brûlée à l'échelle mondiale de 35 %, passant de 3,45 à 4,64 Mkm<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup> au cours de la période 2001-2010. Tansey et al. (2004) ont estimé que plus de 3,5 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup> des zones brûlées ont été détectées en l'an 2000 (tableau 6.32).

Bien que la pente et l'aspect de la pente soient des facteurs prédictifs de l'occurrence de la désertification, les facteurs qui ont le plus d'influence sont les facteurs de couverture terrestre, tels que l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) et les classes de parcours (Djeddaoui et al. 2017). Par conséquent, la prévention des glissements de terrain et des risques naturels exerce une influence indirecte sur la désertification.

L'étendue mondiale de la dégradation chimique des sols (salinisation, pollution et acidification) est d'environ 1,03 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup> (Oldeman et al. 1991), donnant le maximum de terres qui pourraient bénéficier de la gestion de la pollution et de l'acidification.

Il n'existe pas de données mondiales sur les impacts de la gestion des espèces envahissantes et de l'empiètement sur la désertification, bien que l'impact soit présumé positif. Il n'existe pas

Oldeman et al. (1991) ont estimé que l'étendue globale des sols touchés par la salinisation est de 0,77 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup>, ce qui fixe la limite supérieure de la superficie qui pourrait bénéficier de mesures visant à lutter contre la salinisation des sols (tableau 6.31).

Dans les prairies arides dégradées, les broussailles et les parcours, la désertification peut être inversée en réduisant le compactage du sol par l'installation d'enclos et la réamoval du bétail domestique (Allington et al. 2010), mais il n'existe pas d'estimations mondiales du potentiel (tableau 6.31).

Biochar pourrait potentiellement apporter des avantages dans les efforts de lutte contre la désertification en améliorant la capacité de rétention des métaux (Woolf et al. 2010; Sohi, 2012), mais l'effet global n'est pas quantifié.

Le tableau 6.31 résume les impacts sur la désertification des options fondées sur les sols, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

d'études examinant le rôle potentiel de la restauration et de la conversion évitée des zones humides côtières sur la désertification.

Il n'y a pas d'impacts de la restauration des tourbières pour la prévention de la désertification, car les tourbières se trouvent dans les zones humides et les déserts dans les zones arides, de sorte qu'elles ne sont pas liées.

Pour la gestion de la pollution, y compris l'acidification, Oldeman et al. (1991) a estimé l'étendue mondiale de la dégradation chimique des sols, avec 0,77 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup> affecté par la salinisation, 0,21 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup> affecté par la pollution et 0,06 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup> affecté par l'acidification (total: 1,03 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup>), de sorte que c'est la zone qui pourrait potentiellement bénéficier des mesures de gestion de la pollution.

Les mesures de conservation de la biodiversité peuvent interagir avec la désertification, mais la littérature ne contient pas d'estimations mondiales du potentiel.

Le tableau 6.32 résume les impacts sur la désertification des options sur tous les écosystèmes/autres, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.32 | Effets sur la désertification des mesures envisageables pour faire face à tous les écosystèmes ou aux autres écosystèmes.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Fire management	Up to 3.5–4.9 Mkm <sup>2</sup>	Medium confi-	Arora and Melton 2018; Randerson et al. 2012; Tansey et al. 2004
Reduced landslides and natural hazards	>0	Low confidence	Djeddaoui et al. 2017; Noble et al. 2014
Reduced pollution including acidification	1.03 Mkm <sup>2</sup> yr <sup>-1</sup>	Low confidence	Oldeman et al. 1991
Management of invasive species/encroachment	No global estimates	No evidence	
Restoration and reduced conversion of coastal we-	No global estimates	No evidence	
Restoration and reduced conversion of peatlands	No impact		
Biodiversity conservation	No global estimates	No evidence	

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour l'élimination du dioxyde de carbone (PCEM)*

Bien que l'épandage de minéraux broyés sur les terres dans le cadre de l'amélioration des intempéries puisse fournir des éléments nutritifs au sol et aux plantes dans les sols appauvris en éléments nutritifs (Beerling et al. 2018), il n'existe pas de documentation faisant état des impacts mondiaux potentiels de cette situation dans la lutte contre la désertification.

La production à grande échelle de bioénergie peut nécessiter d'importantes quantités de terres (Smith et al. 2016a; Clarke et al. 2014; Popp et al. 2017), avec jusqu'à 15 Mkm<sup>2</sup> en 2100 dans des scénarios à 2°C (Popp et al. 2017), les pressions croissantes en faveur de la désertification (tableau 6.33).

Le tableau 6.33 résume les impacts sur la désertification des options spécifiquement pour le PCEM, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

**Tableau 6.33 | Effets sur la désertification des options spécifiques pour le PCEM.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Enhanced weathering of minerals	No global estimates	No evidence	
Bioenergy and BECSC	Negative impact on up to 15	Low confidence	Clarke et al. 2014; Popp et al. 2017; Smith et al. 2016a

**6.3.3.2. Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur**

Dans cette section, les impacts sur la désertification des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion de la chaîne de valeur sont évalués.

*Options de réponse intégrées basées sur la gestion de la chaîne value par le biais de la gestion de la demande*

Les changements alimentaires et la réduction des déchets entraînent tous deux une diminution de l'étendue des terres cultivées et des pâturages (Bajželj et al. 2014a; Stehfest et al. 2009; Tilman et Clark, 2014), réduisant la pression exercée sur la désertification (tableau 6.34).

La réduction des pertes après récolte pourrait épargner 1,98 Mkm<sup>2</sup> de terres cultivées à l'échelle mondiale (Kummu et al. 2012). Toutes ces terres ne pourraient pas être soumises à la pression de la désertification, ce qui représente la superficie maximale qui pourrait être soulagée de la pression de la désertification par la réduction des pertes post-récolte. Aucune étude n'a été trouvée établissant un lien entre la substitution matérielle et la désertification.

Le tableau 6.34 résume les incidences sur la désertification des options de gestion de la demande, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.34 | Effets sur la désertification des options de réponse basées sur la gestion de la demande.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Dietary change	0.80–5 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Alexander et al. 2016; Bajželj et al. 2014b; Stehfest et al. 2009; Tilman and Clark 2014
Reduced post-harvest losses	<1.98 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Kummu et al. 2012
Reduced food waste (consumer or retailer)	1.4 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Bajželj et al. 2014b
Material substitution	No global estimates	No evidence	

*Options d'intervention intégrées basées sur la gestion de la chaîne value par la gestion de l'approvisionnement*

Il n'existe pas d'estimations mondiales de l'impact sur la désertification de l'approvisionnement durable, de la gestion des

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

chaînes d'approvisionnement, de l'amélioration des systèmes alimentaires urbains, de l'amélioration de la transformation des aliments ou de l'amélioration de la consommation d'énergie dans l'agriculture.

Le tableau 6.35 résume les impacts sur la désertification des options de gestion de l'offre, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.35 | Effets sur la désertification des options fondées sur la gestion de l'offre .**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Sustainable sourcing	No global estimates	No evidence	
Management of supply chains	No global estimates	No evidence	
Enhanced urban food systems	No global estimates	No evidence	
Improved food processing and retailing	No global estimates	No evidence	
Improved energy use in food systems	No global estimates	No evidence	

### 6.3.3.3. Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques

Dans la présente section, les incidences sur la désertification des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques sont évaluées.

Il existe des études de cas régionales sur l'étalement urbain contribuant à la désertification dans les climats méditerranéens en particulier (Barbero-Sierra et al. 2013; Stellmes et al. 2013), mais pas de chiffres globaux.

La diversification peut apporter certains avantages pour lutter contre la désertification lorsqu'elle implique une plus grande utilisation des cultures arboricoles qui peuvent réduire le besoin de travail du sol (Antwi-Agyei et al. 2014). De nombreux programmes de lutte contre la désertification appellent à la diversification (Stringer et al. 2009), mais il y a peu de données probantes sur le nombre de ménages qui l'ont fait (Herrmann et Hutchinson, 2005). Il n'y a pas de chiffres pour les impacts mondiaux.

La littérature n'est pas claire sur la question de savoir si l'utilisation de semences locales a un lien quelconque avec la désertification, bien que certaines semences locales soient plus susceptibles de s'adapter aux climats arides et moins susceptibles de dégrader les terres que les variétés introduites commercialement (Mousseau, 2015). Certains programmes de lutte contre la désertification ont également donné plus de succès en utilisant des variétés de semences locales (Bassoum et Ghiggi 2010; Nunes et al. 2016).

Certaines approches de gestion des risques de catastrophe peuvent avoir des impacts sur la réduction de la désertification, comme le Système mondial d'alerte rapide à la sécheresse (GDEWS) (actuellement en cours d'élaboration), qui surveillera les précipitations, l'humidité du sol, l'évapotranspiration, les débits des rivières, les eaux souterraines, la productivité agricole et la santé des écosystèmes naturels. La réduction de la désertification pourrait présenter certains avantages supplémentaires (Pozzi et al. 2013). Toutefois, il n'existe pas encore de chiffres sur la superficie des terres qui sera couverte par ces systèmes d'alerte précoce.

Les instruments de partage des risques, tels que la mise en commun de la main-d'œuvre ou du crédit, pourraient aider les communautés à investir dans des actions de lutte contre la désertification, mais les preuves manquent. L'assurance-récolte commerciale est censée offrir aucun co-avantage pour la prévention et l'inversion de la désertification, car les preuves suggèrent que l'assurance subventionnée, en particulier, peut augmenter la production végétale dans les terres marginales. L'assurance-récolte aurait pu être responsable du déplacement de jusqu'à 0,9 % des terres de parcours vers les terres cultivées dans le Haut-Midwest des États-Unis (Claassen et coll. 2011a).

Le tableau 6.36 résume l'impact sur la désertification des options fondées sur la gestion des risques, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Table 6.36 | Effets sur la désertification des options fondées sur la gestion des risques.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Management of urban sprawl	>5000 km <sup>2</sup>	Low confidence	Barbero-Sierra et al. 2013
Livelihood diversification	No global estimates	Low confidence	Herrmann and Hutchinson 2005
Use of local seeds	No global estimates	No evidence	
Disaster risk management	No global estimates	No evidence	Pozzi et al. 2013
Risk-sharing instruments	Likely negative impacts but not quantified	Low confidence	Claassen et al. 2011a

### 6.3.4 Potentiel des options intégrées pour ajouter à la dégradation des terres

Dans la présente section, les incidences des options d'intervention intégrée sur la dégradation des terres sont évaluées.

#### 6.3.4.1 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres

Dans la présente section, les incidences sur la dégradation des terres des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres sont évaluées.

##### *Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans l'agriculture*

Burney et al. (2010) ont estimé qu'une superficie mondiale supplémentaire de 11,11 à 15,14 km<sup>2</sup> aurait été nécessaire si la productivité n'avait pas augmenté entre 1961 et 2000. En ce qui concerne la désertification étant donné que l'expansion agricole est l'un des principaux moteurs de la dégradation des terres (FAO et ITPS 2015), l'augmentation de la productivité alimentaire a empêché jusqu'à 11,11 à 15,14 Mkm<sup>2</sup> d'exploitation et de dégradation des terres (tableau 6.37).

La dégradation des terres peut être combattue par la mise en œuvre de pratiques améliorées de gestion des terres cultivées, du bétail et des pâturages, telles que celles décrites dans les Directives volontaires pour la gestion durable des sols (FAO 2017b) récemment publiées. Chacun d'eux pourrait potentiellement affecter des surfaces étendues, pas moins de 10 Mkm<sup>2</sup>. Les lignes directrices comprennent une liste de pratiques visant à minimiser l'érosion des sols, à améliorer la teneur en matière organique des sols, à favoriser l'équilibre et les cycles des nutriments du sol, à prévenir, à minimiser et à atténuer la salinisation et l'alcalinisation des sols, la contamination des sols, l'acidification des sols, l'imperméabilisation des sols, le compactage des sols et l'amélioration de la gestion des sols. La couverture et l'évolution de la couverture terrestre sont des facteurs et des indicateurs clés de la dégradation des terres. Dans de nombreuses zones arides, la couverture terrestre est menacée par le surpâturage, de sorte que la gestion du taux d'ensemencement et du pâturage peut aider à prévenir l'avantage de la dégradation des terres (Smith et al. 2016a).

L'agroforesterie peut aider à stabiliser les sols pour prévenir la

dégradation des terres; ainsi, étant donné qu'il y a environ 10 Mkm<sup>2</sup> de terre avec plus de 10% de couvert forestier (Garrity 2012), l'agroforesterie pourrait être bienfaite jusqu'à 10 Mkm<sup>2</sup> de terre.

La diversification agricole vise généralement à accroître la résilience au climat et à la sécurité alimentaire, par exemple dans le cadre des approches d'« agriculture intelligente face au climat » (Lipper et al., 2014). Les deux objectifs sont étroitement liés à la prévention de la dégradation des terres, affectant potentiellement 1 à 5 Mkm<sup>2</sup>.

Le passage des prairies aux cultures labourées augmente l'érosion et la pertesol, de sorte qu'il y a des avantages significatifs à lutter contre la dégradation des terres, en stabilisant les sols dégradés (chapitre 3). Depuis l'expansion des terres cultivées de 1985 à 2005, elle s'est déroulée à 17 400 km<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup> (Foley et al. 2011) – et cette expansion ne sera pas entièrement due aux prairies ou aux terres dégradées – la contribution maximale de la prévention de la conversion des prairies en terres cultivées est de 17 400 km<sup>2</sup> an<sup>-1</sup>, un petit avantage global pour la lutte contre la dégradation des terres (tableau 6.37).

La plupart des processus de dégradation des terres qui sont sensibles aux pressions du changement climatique (par exemple, l'érosion, le déclin de la matière organique du sol, la salinisation, l'engorgement, l'assèchement des écosystèmes humides) peuvent bénéficier d'une gestion intégrée de l'humidité. Les options de gestion intégrée des eaux gouvernementales comprennent la gestion visant à réduire l'épuisement des aquifères et des eaux de surface, à prévenir la sur-extraction et à fournir des avantages co-avantages directs pour la prévention de la dégradation des terres. Les pratiques de gestion des terres mises en œuvre pour atténuer les changements climatiques peuvent également avoir une incidence sur les ressources humaines. À l'échelle mondiale, on estime que l'érosion hydrique entraîne la perte de 23 à 42 MtN et de 14,6 à 26,4 MtP par année (Pierzynski et al. 2017). Les forêts influencent le stockage et l'écoulement de l'eau dans les bassins versants (Eisenbies et al. 2007) et sont donc importants pour régler l'impact du changement climatique sur les paysages.

Le tableau 6.37 résume l'impact sur la dégradation des terres des options en agriculture, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Table 6.37 | Effets sur la dégradation des terres des options en matière d'agriculture.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased food productivity	11.11–15.14 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Burney et al. 2010
Improved cropland management	10 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Lal 2015; Smith et al. 2016a
Improved grazing land management	10 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Smith et al. 2016a
Improved livestock management	10 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Lal 2015; Smith et al. 2016a
Agroforestry	10 Mkm <sup>2</sup> (with >10% tree cover)	Medium confidence	Garrity 2012
Agricultural diversification	1–5 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Lambin and Meyfroidt 2011
Reduced grassland conversion to cropland	Up to 17,400 km <sup>2</sup> yr <sup>-1</sup>	Low confidence	Foley et al. 2011
Integrated water management	0.01 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Pierzynski et al. 2017; UNCCD 2012

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans le secteur forestier*

D'après l'étendue des forêts exposées à la dégradation (Gibbs et Salmon, 2015), l'effet potentiel global estimé pour réduire la dégradation des terres, par exemple, grâce à la réduction de l'érosion des sols (Borrelli et al. 2017), est importante à la fois pour la gestion forestière et pour la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts lorsqu'elle est cumulée pendant au moins 20 ans (tableau 6.38). L'incertitude de ces estimations mondiales est élevée. Des estimations qualitatives plus solides et certaines quantitatives sont disponibles au niveau régional. Par exemple, en Indonésie, Santika et al. (2017) ont démontré que la réduction de la déforestation (îles de Sumatra et de Kalimantan) a contribué à réduire considérablement la dégradation des terres.

La restauration des forêts est une option essentielle pour mettre en place les cadres généraux permettant de réduire la dégradation des terres à l'échelle mondiale, tels que, par exemple, l'objectif zéro dégradation nette des terres (ZNLN; UNCCD 2012) et la neutralité de la dégradation des terres (LDN), pas seulement dans les terres arides (Safriel 2017). En effet, on estime que plus de 20 Mkm<sup>2</sup> conviennent à la restauration des forêts et des paysages, dont 15 Mkm<sup>2</sup> peuvent être

consacré à la restauration de mosaïques de plantes mixtes (UNCCD 2012). De plus, le Bonn Challenge<sup>6</sup> vise à restaurer 1,5 Mkm<sup>2</sup> de terres déboisées et dégradées d'ici 2020, et 3,5 Mkm<sup>2</sup> d'ici 2030. Dans le cadre d'un scénario de restauration et de protection (mise en œuvre d'objectifs de restauration), Wolff et al. (2018) ont simulé qu'il y aura une augmentation mondiale du couvert forestier net d'environ 4 Mkm<sup>2</sup> d'ici 2050 (tableau 6.38). Au niveau local, le Pacte de restauration de l'Atlantique du Brésil vise à restaurer 0,15 Mkm<sup>2</sup> de zones forestières en 40 ans (Melo et al. 2013). La campagne Y Ikatu Xingu (lancée en 2004) vise à contenir les processus de déforestation et de dégradation des forêts en inversant la responsabilité de 3000 km<sup>2</sup> dans le bassin du Xingu, au Brésil (Durrigan et al. 2013).

Le boisement et le reboisement sont des options de gestion des terres fréquemment utilisées pour lutter contre la dégradation des terres (voir la section 6.3.3.1 pour plus de détails et le tableau 6.38).

Le tableau 6.38 résume l'impact sur la dégradation des terres des options forestières, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes se fondent.

**Table 6.38 | Effets sur la dégradation des terres des options envisageables .**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Forest management	>3 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Gibbs and Salmon 2015
Reduced deforestation and forest degradation	>3 Mkm <sup>2</sup> (effects cumulated for at least 20 years)	Low confidence	Gibbs and Salmon 2015; Keenan et al. 2015
Reforestation and forest restoration	20 Mkm <sup>2</sup> suitable for restoration >3 Mkm <sup>2</sup> by 2050 (net increase in tree cover for forest restoration)	Medium confidence	UNCCD 2012; Wolff et al. 2018
Afforestation	2–25.8 Mkm <sup>2</sup> by the end of the century	Low confidence	Griscom et al. 2017; Kreidenweis et al. 2016; Popp et al. 2017

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des sols*

L'augmentation de la teneur en matière organique du sol est une mesure de lutte contre la dégradation des terres. Avec environ 120 000 km<sup>2</sup> perdus à cause de la dégradation chaque année, et plus de 3,2 milliards de personnes touchées négativement par la dégradation des terres à l'échelle mondiale (IPBES 2018), les pratiques conçues pour augmenter le carbone organique des sols ont un grand potentiel de lutte contre la dégradation des terres,

estimée à affecter plus de 11 Mkm<sup>2</sup> dans le monde (Lal 2004) (Tableau 6.39).

La lutte contre l'érosion des sols pourrait avoir de grands avantages pour lutter contre la dégradation des terres. Le contrôle de l'érosion des sols pourrait bénéficier jusqu'à 1,50 Mkm<sup>2</sup> de terres jusqu'en 2050 (IPBES, 2018). Lal (2004) a suggéré que les interventions visant à prévenir l'érosion éolienne et éolienne (deux des quatre principales interventions proposées pour lutter contre la

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

dégradation des terres) pourraient restaurer 11 Mkm<sup>2</sup> de sols dégradés et désertifiés dans le monde (tableau 6.39).

Oldeman et al. (1991) ont estimé que l'étendue globale des sols touchés par la salinisation est de 0,77 Mkm<sup>2</sup> an<sup>-1</sup>, ce qui fixe la limite supérieure de la superficie qui pourrait bénéficier de mesures de lutte contre la salinisation des sols (tableau 6.39). L'étendue mondiale de la dégradation chimique des sols (salinisation, pollution et acidification) est d'environ 1,03 Mkm<sup>2</sup> (Oldeman et al. 1991) donner le maximum de terres qui pourraient bénéficier de la gestion de la pollution et de l'acidification.

Biochar pourrait fournir des avantages modérés pour la prévention ou l'inversion de la dégradation des terres, en améliorant la capacité de rétention des métaux et l'utilisation efficace des nutriments en gérant efficacement la pollution par les métaux lourds, et d'autres avantages connexes (Sohi 2012), bien que les effets globaux ne soient pas quantifiables

Le tableau 6.39 résume l'impact sur la dégradation des terres des options fondées sur les sols, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Table 6.39 | Effets sur la dégradation des sols des options de protection des sols.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased soil organic carbon content	11 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Lal 2004
Reduced soil erosion	11 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Lal 2004
Reduced soil salinisation	0.77 Mkm <sup>2</sup> yr <sup>-1</sup>	Medium confidence	FAO 2018a; Qadire et al. 2013
Reduced soil compaction	10 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	FAO and ITPS 2015; Hamza and Anderson 2005
Biochar addition to soil	Positive but not quantified globally	Low confidence	Chapter 4

### Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes

Pour la gestion des incendies, les détails des estimations de l'impact des feux de forêt (et donc de l'impact potentiel de leur suppression) sont donnés à la section 6.3.3.1 (tableau 6.40).

La gestion des glissements de terrain et des risques naturels vise à contrôler un processus de dégradation grave des terres affectant les zones en pente et vallonnées, dont beaucoup ont des habitants ruraux pauvres (FAO et ITPS 2015; Gariano et Guzzetti, 2016), mais le potentiel mondial n'a pas été quantifié.

Il n'existe pas de données mondiales sur les impacts de la gestion des espèces envahissantes/empiètement sur la dégradation des terres, bien que l'impact soit présumé positif.

Étant donné que de vastes zones de zones humides côtières sont dégradées, la restauration pourrait apporter des avantages modérés pour lutter contre la dégradation des terres, avec 0,29 Mkm<sup>2</sup> à l'échelle mondiale considéré comme faisable pour la restauration (Griscom et al. 2017) (tableau 6.40).

Considérant que de vastes zones (0,46 Mkm<sup>2</sup>) de tourbières

mondiales sont dégradées et considérées comme propices à la restauration (Griscom et al. 2017), la restauration des tourbières pourrait apporter des avantages modérés pour lutter contre la dégradation des terres (tableau 6.40).

Il n'existe pas d'estimations mondiales des effets de la conservation de la diversité biologique sur la réduction des terres dégradées. Toutefois, à l'échelle locale, il a été démontré que les programmes de conservation de la biodiversité ont stimulé l'augmentation du couvert forestier sur de vastes zones au cours des trois dernières décennies (par exemple, en Chine; Zhang et al. 2013). La gestion des animaux sauvages peut influencer sur les processus de dégradation des terres en broutant, piétinant et compactant les surfaces du sol, modifiant ainsi les températures de surface et les réactions chimiques affectant la rétention des sédiments et du carbone (Cromsigt et al. 2018).

Le tableau 6.40 résume l'impact sur la dégradation des terres des options dans tous les écosystèmes/autres, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Table 6.40 | Effets sur la dégradation des terres des options envisageables dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Fire management	Upto 3.5–4.9 Mkm <sup>2</sup> yr <sup>-1</sup>	Medium confidence	Arora and Melton 2018; Randerson et al. 2012; Tansey et al. 2004
Reduced landslides and natural hazards	1–5 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	FAO and ITPS 2015; Gariano and Guzzetti 2016
Reduced pollution including acidification	~1.03 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Oldeman et al. 1991
Management of invasive species/encroachment	No global estimates	No evidence	
Restoration and reduced conversion of coastal wetlands	0.29 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Griscom et al. 2017
Restoration and reduced conversion of peatlands	0.46 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Griscom et al. 2017
Biodiversity conservation	No global estimates	No evidence	

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

### Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour l'élimination du dioxyde de carbone (PCEM)

Bien que l'épandage de minéraux broyés sur les terres dans le cadre de l'amélioration des intempéries puisse fournir des éléments nutritifs au sol et aux plantes dans les sols appauvris en éléments nutritifs, accroître les stocks de carbone organique du sol et aider à reconstituer le sol érodé (Beerling et al. 2018), il n'existe pas de documentation sur le potentiel mondial de lutte contre la dégradation des terres.

La production à grande échelle de bioénergie peut nécessiter des quantités importantes de terres (Smith et al. 2016a; Clarke et al. 2014; Popp et al. 2017) – jusqu'à 15 Mkm<sup>2</sup> dans des scénarios à 2°C

(Popp et al. 2017) – ce qui accroît les pressions en faveur de la conversion et de la dégradation des terres (tableau 6.13). Cependant, la production de bioénergie peut soit augmenter (Robertson et al. 2017b; Mello et al. 2014) ou une diminution (FAO 2011b; Lal, 2014) la matière organique du sol, selon l'endroit où elle est produite et la façon dont elle est gérée. Ces effets ne sont pas inclus dans la quantification du tableau 6.41.

Le tableau 6.41 résume l'impact sur la dégradation des terres des options spécifiquement pour le PCEM, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

**Tableau 6.41 | Effets sur la dégradation des terres des options spécifiques pour le PCEM.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Enhanced weathering of minerals	Positive but not quantified	Low confidence	Beerling et al. 2018
Bioenergy and BECSC	Negative impact on up to 15 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Clarke et al. 2014; Popp et al. 2017; Smith et al. 2016a

### 6.3.4.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur

Dans la présente section, les incidences sur la dégradation des terres des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion de la chaîne de valeur sont évaluées.

#### Options de réponse intégrées basées sur la gestion de la chaîne value par le biais de la gestion de la demande

Les changements alimentaires et la réduction des déchets entraînent tous deux une diminution de l'étendue des terres cultivées et des pâturages (Bajželj et al. 2014a; Stehfest et al. 2009; Tilman et Clark, 2014), réduisant la pression exercée sur la dégradation des terres (tableau 6.15). La réduction des pertes après récolte pourrait

épargner 1,98 Mkm<sup>2</sup> de terres cultivées à l'échelle mondiale (Kummu et al. 2012) ce qui signifie que la pression de dégradation des terres pourrait être soulagée de cette zone terrestre par la réduction des pertes après récolte. Les effets de la substitution de matériaux sur la dégradation des terres dépendent des pratiques de gestion; certaines formes d'exploitation forestière peuvent entraîner une dégradation accrue des terres (chapitre 4).

Le tableau 6.42 résume l'impact sur la dégradation des terres des options de gestion de la demande, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.42 | Effects on land degradation of response options based on demand management.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Dietary change	4–28 Mkm <sup>2</sup>	High confidence	Alexander et al. 2016; Bajželj et al. 2014b; Stehfest et al. 2009; Tilman and Clark
Reduced post-harvest losses	1.98 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Kummu et al. 2012
Reduced food waste (consumer or retailer)	7 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Bajželj et al. 2014b
Material substitution	No global estimates	No evidence	

#### Options d'intervention intégrées basées sur la gestion de la chaîne value par la gestion de l'approvisionnement

Il n'existe pas d'estimations mondiales de l'impact sur la dégradation des terres de l'amélioration des systèmes alimentaires urbains, de l'amélioration de la transformation des aliments, de la vente au détail ou de l'amélioration de la consommation d'énergie dans les systèmes alimentaires.

Il semble que l'approvisionnement durable pourrait réduire la dégradation des terres, car l'objectif explicite des programmes de

certification durable est souvent de réduire la déforestation ou d'autres utilisations non durables des terres. Plus de 4 Mkm<sup>2</sup> de forêts sont certifiés pour une récolte durable (PEFC et FSC 2018), bien qu'il ne soit pas clair si toutes ces terres seraient à risque de dégradation sans certification. Alors que l'instabilité des prix des denrées alimentaires en 2007-2008 a accru les investissements financiers dans l'expansion des cultures (en particulier par ce que l'on appelle l'accapement des terres), et donc une meilleure gestion des chaînes d'approvisionnement aurait pu réduire ce montant, aucune quantification de la quantité totale de terres acquises, ni

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

l'impact possible de cette expansion des cultures sur la dégradation, n'a été enregistrée (McMichael et Schneider, 2011; McMichael, 2012).

Le tableau 6.43 résume l'impact sur la dégradation des terres des options de gestion de l'offre, avec des estimations de confiance

**Tableau 6.43 | Effets sur la dégradation des terres des options fondées sur la gestion de l'offre .**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Sustainable sourcing	>4 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Auld et al. 2008
Management of supply chains	No global estimates	No evidence	
Enhanced urban food systems	No global estimates	No evidence	
Improved food processing and retailing	No global estimates	No evidence	
Improved energy use in food systems	No global estimates	No evidence	

### 6.3.4.3 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des risques

Dans la présente section, les incidences sur la dégradation des terres des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques sont évaluées.

L'expansion urbaine a été identifiée comme l'un des principaux responsables de la dégradation des sols dans certains pays; par exemple, l'expansion urbaine en Chine a maintenant affecté 0,2 Mkm<sup>2</sup> soit près d'un sixième du total des terres cultivées, entraînant une perte annuelle de rendement céréalier allant jusqu'à 10 Mt, soit environ 5 à 6% de la production de terres cultivées. Des pertes de production de terres cultivées de 8 à 10 % d'ici 2030 sont attendues selon des scénarios modèles d'expansion urbaine (Bren d'Amour et al. 2016). La pollution due au développement urbain a inclus la pollution par l'industrie, l'énergie et la coupure, ainsi que les dépôts acides provenant de l'augmentation de la consommation d'énergie dans les villes (Chen, 2007), ce qui a entraîné des pertes importantes pour les contributions de la nature aux populations du fait de la conversion urbaine (Song et Deng, 2015). L'imperméabilisation des sols par l'expansion urbaine est une perte majeure de productivité des sols dans de nombreuses régions. La Banque mondiale a estimé que les nouveaux citadins des pays en développement auront besoin de 160 à 500 m<sup>2</sup> par habitant, convertis de terres non urbaines en terres urbaines (Barbero-Sierra et al. 2013; Angel et al. 2005).

La dégradation peut être un facteur conduisant à la diversification des moyens de subsistance (Batterbury, 2001; Lestrelin et Giordano, 2007). La diversification a le potentiel d'inverser quelque peu la dégradation des terres, si la diversification implique l'ajout de cultures ou d'arbres non traditionnels qui peuvent réduire le besoin de travail du sol (Antwi-Agyei et al. 2014). Le programme chinois de conversion des terres en pente a eu des avantages en matière de diversification des moyens de subsistance et aurait empêché la dégradation de 93 000 km<sup>2</sup> de terres (Liu

et al. 2015). Cependant, Warren (2002) fournit des preuves contradictoires que les ménages à revenu plus diversifié avaient accru la dégradation de leurs terres au Niger. Palacios et al. (2013) associent la fragmentation du paysage à une diversification accrue des moyens de subsistance au Mexique.

basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

L'utilisation de semences locales peut jouer un rôle dans la lutte contre la dégradation des terres en raison de la probabilité que les semences locales soient moins dépendantes d'intrants tels que les engrais chimiques ou le travail mécanique du sol; par exemple, en Inde, les légumineuses locales sont conservées dans les réseaux de semences, tandis que les cultures commerciales comme le sorgho et le riz dominent les marchés alimentaires (Reisman, 2017). Cependant, il n'y a pas de chiffres globaux.

Les systèmes de gestion des risques de catastrophe peuvent avoir des effets positifs sur la prévention et l'inversion de la dégradation des terres, tels que le Système mondial de lutte précoce contre la sécheresse (Pozzi et al. 2013) (Section 6.3.3.3).

Les instruments de partage des risques pourraient avoir des avantages pour réduire la dégradation, mais il n'existe pas d'estimations mondiales. L'assurance-récolte commerciale est censée n'offrir aucun avantage pour la prévention et l'inversion de la dégradation. Une étude a révélé qu'une augmentation de 1 % des revenus agricoles générés par les programmes agricoles subventionnés (y compris l'assurance-récolte et d'autres) augmentait l'érosion des sols de 0,3 t ha<sup>-1</sup> (Goodwin et Smith, 2003). Wright et Wimberly (2013) ont constaté un déclin de 5310 km<sup>2</sup> dans les prairies du Haut-Midwest des États-Unis entre 2006 et 2010, en raison de la conversion des cultures entraînée par la hausse des prix et de l'accès à l'assurance.

Le tableau 6.44 résume l'impact sur la dégradation des terres des options de gestion des risques, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

Tableau 6.44 | Effets sur la dégradation des terres des options fondées sur la gestion des risques.

Options d'intervention inté-	Potentiel	Confiance	Citation
Management of urban sprawl	>0.2 Mkm <sup>2</sup>	Medium confidence	Chen 2007; Zhang et al. 2000
Livelihood diversification	>0.1 Mkm <sup>2</sup>	Low confidence	Liu and Lan 2015
Use of local seeds	No global estimates	No evidence	
Disaster risk management	No global estimates	No evidence	Pozzi et al. 2013
Risk-sharing instruments	Variable, but negative impact on >5000 km <sup>2</sup> in Upper Midwest USA	Low confidence	Goodwin and Smith 2003; Wright and Wimberly 2013

### 6.3.5 Potentiel des options intégrées pour améliorer la sécurité alimentaire

Dans la présente section, les répercussions des options d'intervention intégrée sur la sécurité alimentaire sont évaluées.

#### 6.3.5.1 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres

Dans la présente section, les répercussions sur la sécurité alimentaire des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres sont évaluées.

##### *Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans l'agriculture*

L'augmentation de la productivité alimentaire a nourri des millions de personnes qui, autrement, n'auraient pas été nourries. Erisman et al. (2008) ont estimé que plus de 3 milliards de personnes dans le monde n'auraient pas pu être nourries sans une productivité alimentaire accrue résultant de la fertilisation à l'azote (tableau 6.45).

L'amélioration de la gestion des terres cultivées pour parvenir à la sécurité alimentaire vise à combler les écarts de rendement en augmentant l'efficacité de l'utilisation des intrants essentiels tels que les aliments et les nutriments. D'importantes augmentations de la production (45 à 70% pour la plupart des cultures) sont possibles, de la réduction des écarts de rendement à 100% du rendement atteignable, en augmentant l'utilisation d'engrais et l'irrigation, mais une utilisation excessive de nutriments pourrait avoir des effets néfastes sur l'environnement (Mueller et al. 2012). Cette amélioration peut avoir un impact sur 1000 millions de personnes.

L'amélioration de la gestion des pâturages comprend les prairies, les parcours et les broussailles, ainsi que tous les sites sur lesquels le pastoralisme est pratiqué. En termes généraux, le pâturage continu peut causer de graves dommages à la qualité de la couche arable, par exemple, par compactage. Ces dommages peuvent être annulés par de courtes périodes de pâturage et d'exclusion dans le cadre de systèmes de pâturage par rotation (Greenwood et McKenzie, 2001; Drewry, 2006; Taboada et al. 2011). En raison de la diffusion généralisée du pastoralisme, l'amélioration de la gestion des prairies pourrait affecter plus de 1000 millions de personnes, dont beaucoup dans le cadre de systèmes agricoles de subsistance.

La viande, le lait, les œufs et d'autres produits d'origine animale, y compris le poisson et d'autres fruits de mer, joueront un rôle important dans l'atteinte de la sécurité alimentaire (Reynolds et coll.

2015). L'amélioration de la gestion du bétail avec différents types d'animaux et aliments pour animaux peut également avoir un impact sur un million de personnes (Herrero et al. 2016). Les ruminants sont des convertisseurs efficaces de l'herbe en énergie comestible pour l'homme, et la production alimentaire à base de protéines et de prairies peut produire des aliments avec une empreinte carbone comparable à celle des systèmes mixtes (O'Mara, 2012). Cependant, à l'avenir, la production animale sera de plus en plus affectée par la concurrence pour les ressources naturelles, en particulier la terre et le marché, la concurrence entre les denrées alimentaires et les aliments pour animaux, et par la nécessité de fonctionner dans une économie soumise à des contraintes de carbone (Thornton et al. 2009).

Actuellement, plus de 1,3 milliard de personnes se trouvent sur des terres agricoles dégradées, et les impacts combinés du changement climatique et de la dégradation des terres pourraient réduire la production alimentaire mondiale de 10 % d'ici 2050. Étant donné que l'agroforesterie pourrait aider à lutter contre la dégradation des terres, jusqu'à 1,3 milliard de personnes pourraient être avantagés en termes de sécurité alimentaire grâce à l'agroforesterie.

La diversification agricole n'est pas toujours économiquement viable; des obstacles technologiques, biophysiques, éducatifs et culturels peuvent apparaître qui limitent l'adoption de systèmes agricoles plus diversifiés par les agriculteurs (section 6.4.1). Néanmoins, la diversification pourrait bénéficier à 1000 millions de personnes, dont beaucoup dans le cadre de systèmes agricoles de subsistance (BIRTHAL et al. 2015; Massawe et al. 2016; Waha et al. 2018).

L'expansion des terres cultivées de 1985 à 2005 a été de 17 000 km<sup>2</sup> ans<sup>-1</sup> (Foley et al. 2005). Compte tenu de cette productivité des terres cultivées (moyenne mondiale de 250 kg de protéines ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour le blé; Clark et Tilman, 2017) est supérieure à celle des prairies (moyenne mondiale d'environ 10 kg de protéines ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour le bœuf et le mouton; Clark et Tilman, 2017), la prévention de cette conversion en terres cultivées aurait entraîné une perte d'environ 0,4 Mt de protéines par an<sup>-1</sup> à l'échelle mondiale. Compte tenu d'une consommation moyenne de protéines dans les pays en développement de 25,5 kg de protéines an<sup>-1</sup> (équivalent à 70 g personne<sup>-1</sup> jour<sup>-1</sup>; FAO 2018b; OCDE et FAO, 2018), ce qui équivaut à la consommation de protéines de 16,4 millions de personnes chaque année (tableau 6.45).

La gestion intégrée de l'eau procure des avantages directs à la

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

sécurité alimentaire en améliorant la productivité agricole (chapitre 5; Godfray et Garnett, 2014; Tilman et al. 2011), ce qui pourrait avoir une incidence sur les moyens de subsistance et le bien-être de plus de 1000 millions de personnes (Campbell et coll. 2016) touchés par la faim et fortement touchés par le changement climatique. Rao et al ont présenté l'augmentation de la disponibilité de l'eau et la fiabilité de l'approvisionnement en eau pour la production agricole en utilisant différentes techniques de récolte, de stockage et d'utilisation judicieuse par le biais d'étangs agricoles, de

barrages et de réservoirs communautaires dans les zones agricoles pluviales. (2017a) et Rivera-Ferre et coll. (2016).

Le tableau 6.45 résume l'impact sur la sécurité alimentaire des options dans l'agriculture, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

**Tableau 6.45 | Effets sur la sécurité alimentaire des options de réponse dans l'agriculture.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased food productivity	3000 million people	High confidence	Erisman et al. 2008
Improved cropland management	>1000 million people	Low confidence	Campbell et al. 2014; Lipper et al. 2014
Improved grazing land management	>1000 million people	Low confidence	Herrero et al. 2016
Improved livestock management	>1000 million people	Low confidence	Herrero et al. 2016
Agroforestry	Up to 1300 million people	Low confidence	Sascha et al. 2017
Agricultural diversification	>1000 million people	Low confidence	Birthal et al. 2015; Massawe et al. 2016; Waha et al. 2018
Reduced grassland conversion to cro-	Negative impact on 16.4 million people	Low confidence	Clark and Tilman 2017; FAO 2018b
Integrated water management	>1000 million people	High confidence	Campbell et al. 2016

### Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans le secteur forestier

Les forêts jouent un rôle majeur dans la fourniture de nourriture aux communautés locales (produits forestiers non ligneux, champignons, fourrage, fruits, baies, etc.) et diversifient l'alimentation quotidienne directement ou indirectement en améliorant la productivité, la chasse, la diversification des systèmes arborescences cultivées-élevage et le pâturage dans les forêts. Compte tenu de l'étendue des forêts qui contribuent à l'approvisionnement alimentaire, compte tenu des personnes sous-alimentées (FAO et al. 2013; Rowland et al. 2017) et le taux annuel de déforestation (Keenan et al. 2015), le potentiel mondial d'amélioration de la sécurité alimentaire est modéré pour la gestion des forêts et faible pour la réduction de la déforestation (tableau 6.46). L'incertitude de ces estimations mondiales est élevée. Des estimations qualitatives plus solides et certaines quantitatives sont disponibles au niveau régional. Par exemple, il est démontré que les forêts naturelles gérées, les cultures itinérantes et les systèmes agroforestiers sont essentiels à la sécurité alimentaire et à la nutrition de centaines de millions de personnes dans les paysages ruraux du monde entier (Sunderland et al. 2013; Vira et al. 2015). Selon Erb et al. (2016), la déforestation ne serait pas nécessaire pour nourrir la population mondiale d'ici 2050, en termes de quantité et de qualité des aliments. Au niveau local, Cerri et al. (2018) ont suggéré que la réduction de la déforestation, associée à la gestion intégrée des terres cultivées et de l'élevage, aurait un impact positif sur plus de 120 millions de personnes dans le Cerrado, au Brésil. En Afrique subsaharienne, où la population et la demande alimentaire devraient continuer d'augmenter considérablement, la réduction de la déforestation pourrait avoir de forts effets positifs sur la sécurité

alimentaire (Doelman et al. 2018).

Afforestation and reforestation impact négative on food security (Boysen et al. 2017a; Frank et al. 2017; Kreidenweis et al. 2016). On estime que les plans de boisement à grande échelle pourraient entraîner une augmentation des prix des denrées alimentaires de 80 % d'ici 2050 (Kreidenweis et al. 2016), et des mesures d'atténuation plus générales dans le secteur de l'agriculture, de la foresterie et d'autres utilisations des terres (AFOLU) peuvent se traduire par une augmentation de la sous-alimentation de 80 à 300 millions de personnes (Frank et al. 2017) (tableau 6.16). Pour le reboisement, les effets secondaires négatifs potentiels de la sécurité alimentaire sont plus faibles que le boisement, car les forêts repoussent sur des zones récemment déboisées, et son impact se ferait sentir principalement en empêchant une éventuelle expansion des zones agricoles. À plus petite échelle, les terres forestières offrent également des avantages en termes d'approvisionnement alimentaire, en particulier lorsque les forêts sont établies sur des terres dégradées, des mangroves et d'autres terres qui ne peuvent pas être utilisées pour l'agriculture. Par exemple, les aliments provenant des forêts représentent un filet de sécurité en période d'insécurité alimentaire et d'insécurité des revenus (Wunder et al. 2014) et la viande sauvage et le poisson d'eau douce récoltés à l'état sauvage fournissent de 30 à 80 % de l'apport en protéines de nombreuses collectivités rurales (McIntyre et al. 2016; Nasi et al. 2011).

Le tableau 6.46 résume l'impact sur la sécurité alimentaire des options forestières, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

Table 6.46 | Effets sur la sécurité alimentaire des options forestières.

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Forest management	Positive impact on <100 million people	Low confidence	FAO et al. 2013; Rowland et al. 2017
Reduced deforestation and forest degrada-	Positive impact on <1 million people	Low confidence	FAO et al. 2013; Keenan et al. 2015; Rowland et al. 2017
Reforestation and forest restoration	See Afforestation		
Afforestation	Negative impact on >100 million	Medium confidence	Boysen et al. 2017a; Frank et al. 2017; Kreidenweis et al. 2016

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des sols*

L'augmentation des stocks de matière organique du sol peut accroître le rendement et améliorer la stabilité du rendement (Lal, 2006; Pan et al. 2009; Soussana et al. 2019), bien que cela ne soit pas universellement visible (Hijbeek et al. 2017), Lal (2006) conclut que les rendements des cultures peuvent être augmentés de 20–70 kg ha<sup>-1</sup>, 10–50 kg ha<sup>-1</sup> et 30–300 kg ha<sup>-1</sup> pour le blé, le riz et le maïs, respectivement, pour chaque 1 tC ha<sup>-1</sup> augmentation du carbone organique du sol dans la zone racinaire. L'augmentation du carbone organique du sol de 1 tC ha<sup>-1</sup> pourrait augmenter la production de céréales alimentaires dans les pays en développement de 32 Mt an<sup>-1</sup> (Lal 2006). Frank et al. (2017) estiment que la séquestration du carbone dans le sol pourrait réduire de 65 % la perte calorique associée aux mesures d'atténuation agricole, ce qui épargnerait de 60 à 225 millions de personnes la sous-alimentation par rapport à un niveau de référence sans séquestration du carbone dans le sol (tableau 6.47).

Lal (1998) a estimé que les risques de perte annuelle mondiale de la production alimentaire due à l'accélération de l'érosion s'élèvent à 190 Mt an<sup>-1</sup> de céréales, 6 Mt an<sup>-1</sup> de soja, 3 Mt an<sup>-1</sup> de légumineuses et 73 Mt an<sup>-1</sup> de racines et de tubercules. Si l'on considère uniquement les céréales, si nous estimons que la consommation annuelle de céréales par habitant dans les pays en développement est de 300 kg par an<sup>-1</sup> (sur la base des données incluses dans FAO 2018b; FAO et al. 2018; Pradhan et al. 2013; Banque mondiale, 2018a), la perte de 190 Mt an<sup>-1</sup> de céréales équivaut à celle consommée par 633 millions de personnes chaque année (tableau 6.47).

Bien qu'il existe des obstacles biophysiques, tels que l'accès à des sources d'eau appropriées et la productivité limitée des cultures tolérantes au sel, la prévention/l'inversion de la salinisation du sol pourrait bénéficier à 1 à 100 millions de personnes (Qadir et al. 2013). Le compactage du sol affecte les rendements des cultures, de sorte que la prévention du compactage pourrait également profiter à environ 1 à 100 millions de personnes dans le monde (Anderson et Peters, 2016).

Biochar dans l'ensemble, pourrait fournir des avantages modérés pour la sécurité alimentaire en améliorant les rendements de 25% dans les tropiques, mais avec des impacts plus limités dans les régions tempérées (Jeffery et al. 2017), ou par l'amélioration de la capacité de rétention et de l'efficacité de l'utilisation des éléments nutritifs (Sohi, 2012) (chapitre 5). Ces avantages pourraient, cependant, être tempérés par une pression supplémentaire sur la terre si de grandes quantités de biomasse sont nécessaires comme matière première pour la production de biochar, causant ainsi des conflits potentiels avec la sécurité alimentaire (Smith

2016). Smith (2016) a estimé qu'il faudrait 0,4 à 2,6 km<sup>2</sup> de terre pour que la matière première de la biomasse fournisse 2,57 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup> d'élimination du CO<sub>2</sub>. Si la production de biomasse occupait 2,6 Mkm<sup>2</sup> de terres cultivées, soit environ 20% de la superficie mondiale des terres cultivées, cela pourrait potentiellement avoir un effet important sur la sécurité alimentaire, bien que Woolf et al. (2010) font valoir que les terres cultivées abandonnées pourraient être utilisées pour fournir de la biomasse pour le biochar, évitant ainsi la concurrence avec la production alimentaire. De même, Woods et al. (2015) estiment que 5 à 9 km<sup>2</sup> de terres sont disponibles pour la production de biomasse sans compromettre la sécurité alimentaire et la biodiversité, compte tenu des terres marginales et dégradées et des terres libérées par l'intensification des pâturages (tableau 6.47).

Le tableau 6.47 résume l'impact sur la sécurité alimentaire des options fondées sur le sol, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

Table 6.47 | Effets sur la sécurité alimentaire des options de réponse basées sur lesol.

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Increased soil organic carbon content	60–225 million people	Low confi-	Frank et al. 2017
Reduced soil erosion	633 million people yr <sup>-1</sup>	Low confi-	FAO 2018b; FAO et al. 2018; Lal 1998; Pradhan et al. 2013; World Bank 2018a
Reduced soil salinisation	1–100 million people	Low confi-	Qadir et al. 2013
Reduced soil compaction	1–100 million people	Low confi-	Anderson and Peters 2016
Biochar addition to soil	Range from positive impact in the tropics from biochar addition to soil to a maximum potential negative impact on >100 million people by worst-case conversion of 20% of	Low confi-	Jeffery et al. 2017; worse-case negative impacts calculated from area values in Smith 2016

*Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des terres dans tous les écosystèmes ou dans d'autres écosystèmes*

FAO (2015) a calculé que les dommages causés par les incendies de forêt entre 2003 et 2013 ont eu un impact sur un total de 49 000 km<sup>2</sup> de cultures, dont la grande majorité en Amérique latine. Sur la base du rendement céréalier mondial en 2013 rapporté par Word Bank (2018b) (3,8 t ha<sup>-1</sup>), la perte de 49 000 km<sup>2</sup> de cultures équivalait à 18,6 Mt an<sup>-1</sup> de céréales perdues. En supposant que la consommation annuelle de céréales par habitant est de 300 kg par an<sup>-1</sup> (estimée, d'après les données incluses dans FAO 2018b; FAO et al. 2018; Pradhan et al. 2013; Banque mondiale, 2018a), la perte de 18,6 Mt an<sup>-1</sup> éliminerait les cultures céréalières équivalentes à celles consommées par 62 millions de personnes (tableau 6.48).

Les glissements de terrain et autres risques naturels touchent 1 à 100 millions de personnes dans le monde, de sorte que leur prévention pourrait apporter des avantages en matière de sécurité alimentaire à ces personnes.

En ce qui concerne les mesures de lutte contre la pollution, y compris l'acidification, Shindell et al. (2012) ont examiné environ 400 mesures de contrôle des émissions visant à réduire l'ozone et le carbone noir (C.-B.). Cette stratégie augmente les rendements annuels des cultures de 30 à 135 Mt en raison des réductions de l'ozone en 2030 et au-delà. Si la consommation annuelle de céréales par habitant est supposée être de 300 kg par an<sup>-1</sup> (estimée d'après les données incluses dans FAO 2018b; FAO et al. 2018; Pradhan et al. 2013; Banque mondiale, 2018a), l'augmentation des rendements annuels des cultures de 30 à 135 Mt nourrirait 100 à 450 millions de personnes.

Il n'existe pas de données mondiales sur les impacts de la gestion des espèces envahissantes et de l'empiètement sur la sécurité alimentaire.

Étant donné que de vastes zones de zones humides côtières converties sont utilisées pour la production alimentaire (p. ex. mangroves converties pour l'aquaculture; Naylor et al. 2000), la restauration des zones humides côtières pourrait déplacer la production alimentaire et nuire à l'approvisionnement alimentaire local, ce qui pourrait avoir des effets néfastes sur la sécurité alimentaire. Cependant, ces effets sont susceptibles d'être très faibles, étant

donné que seulement 0,3 % de la nourriture humaine provient des océans et d'autres écosystèmes aquatiques (Pimentel, 2006), et que les impacts pourraient être compensés par une gestion prudente, comme l'emplacement soigneux des étangs dans les mangroves (Naylor et al. 2000) (tableau 6.46).

Environ 14 à 20% (0,56 à 0,80 Mkm<sup>2</sup>) des 4 Mkm<sup>2</sup> de tourbières mondiales sont utilisés pour l'agriculture, principalement pour les prairies et les pâturages, ce qui signifie que, si toutes ces tourbières étaient retirées de la production, 0,56 à 0,80 Mkm<sup>2</sup> de terres agricoles seraient en état de roche. Assuming production animale sur cette terre (puisque'il s'agit principalement de prairies et de pâturages) avec une productivité moyenne de 9,8 kg de protéines ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (calculée à partir de l'empreinte terrestre du bœuf/mouton (Clark et Tilman 2017), et une consommation moyenne de protéines dans les pays en développement de 25,5 kg de protéines an<sup>-1</sup> (équivalent à 70 g par personne et par jour; (FAO, 2018b; OCDE et FAO, 2018)), cela équivaldrait à 21 à 31 millions de personnes qui ne sont plus nourries à partir de ces terres (tableau 6.46)).

Il n'existe pas d'estimations mondiales sur la façon dont la conservation de la biodiversité améliore la nutrition (c'est-à-dire le nombre de personnes nourries). La biodiversité et sa gestion sont cruciales pour améliorer les régimes alimentaires durables et diversifiés (Groupe d'experts mondial sur l'agriculture et les systèmes alimentaires pour la nutrition 2016). Indirectement, la perte de pollinisateurs (due à des causes combinées, y compris la perte d'habitats et d'espèces florifères) contribuerait à 1,42 million de décès supplémentaires par an dus à des maladies non transmissibles et liées à la malnutrition, et à 27,0 millions d'années de vie corrigées de l'incapacité perdues (ALYs) par an (Smith et al. 2015). Cependant, dans le même temps, certaines options pour préserver la biodiversité, comme les aires protégées, peuvent potentiellement entrer en conflit avec la production alimentaire par les communautés locales (Molotoks et al. 2017).

Le tableau 6.48 résume l'impact sur la sécurité alimentaire des options d'intervention dans tous les écosystèmes/autres, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

**Table 6.48 | Effects on food security of response options in all/other ecosystems.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Fire management	~62 million people	Low confidence	FAO 2015, 2018b; FAO et al. 2018; Pradhan et al. 2013; World Bank 2018a,b
Reduced landslides and natural hazards	1–100 million people	Low confidence	Campbell 2015
Reduced pollution including acidification	Increase annual crop yields 30–135 Mt globally; feeds 100–450 million people	Low confidence	FAO 2018b; FAO et al. 2018; Pradhan et al. 2013; World Bank 2018a
Management of invasive species/encroachment	No global estimates	No evidence	
Restoration and reduced conversion of coastal wetlands	Very small negative impact but not quantified	Low confidence	
Restoration and reduced conversion of peatlands	Potential negative impact on 21–31 million	Low confidence	Clark and Tilman 2017; FAO 2018b
Biodiversity conservation	No global estimates	No evidence	

*Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion des terres spécifiquement pour le PCEM*

L'épandage de minéraux broyés sur les terres dans le cadre de l'altération accrue des sols appauvris en nutriments peut potentiellement augmenter le rendement des cultures en reconstituant le silicium, le potassium et d'autres nutriments végétaux disponibles (Beerling et al. 2018), mais il n'y a pas d'estimations dans la littérature faisant état de l'ampleur potentielle de cet effet sur la production alimentaire mondiale.

La concurrence pour les terres entre la bioénergie et les cultures vivrières peut avoir des effets secondaires néfastes sur la sécurité alimentaire. De nombreuses études indiquent que la bioénergie

pourrait faire augmenter les prix des aliments (Calvin et al. 2014; Popp et al. 2017; Wise et al. 2009). Seules trois études ont été trouvées établissant un lien entre la bioénergie et la population à risque de faim; elles estiment une augmentation de la population à risque de faim comprise entre 2 et 150 millions de personnes (tableau 6.49).

Le tableau 6.49 résume l'impact sur la sécurité alimentaire des options de réponse spécifiquement pour le PCEM, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les preuves sont fondées.

**Table 6.49 | Effets sur la sécurité alimentaire des options spécifiques pour le PCEM.**

Integrated response option	Potential	Confidence	Citation
Enhanced weathering of minerals	No global estimates	No evidence	
Bioenergy and BECSC	Negative impact on up to 150 million people	Low confidence	Chapter 7; Chapter 7 SM Baldos and Hertel 2014; Fujimori et al. 2018

**6.3.5.2 Options d'intervention intégrées fondées sur la gestion de la chaîne de valeur**

Dans la présente section, les répercussions sur la sécurité alimentaire des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion de la chaîne de valeur sont évaluées.

*Options de réponse intégrées basées sur la gestion de la chaîne de valeur par le biais de la gestion de la demande*

Le changement de régime alimentaire peut libérer des terres agricoles pour une production supplémentaire (Bajželj et al. 2014a; Stehfest et al. 2009; Tilman et Clark, 2014) et réduire le risque de certaines maladies (Tilman et Clark, 2014; Aleksandrowicz et al. 2016), avec d'importantes répercussions positives sur la sécurité alimentaire (tableau 6.50).

Kummu et al. (2012) estiment qu'un milliard de personnes

supplémentaires pourraient être nourries si le gaspillage alimentaire était réduit de moitié à l'échelle mondiale. Cela comprend à la fois les pertes après récolte et les déchets de détail et de consommation. Des mesures telles que l'amélioration du transport et de la distribution des denrées alimentaires pourraient également contribuer à cette réduction (tableau 6.50).

Bien qu'aucune étude n'ait quantifié l'effet de la substitution de matériaux sur la sécurité alimentaire, les effets devraient être similaires à ceux du reboisement et du boisement si la quantité de substitution de matériaux entraîne une augmentation de la superficie forestière.

Le tableau 6.50 résume l'impact sur la sécurité alimentaire des options de gestion de la demande, avec des estimations de confiance basées sur les seuils indiqués dans le tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Table 6.50 | Effets sur la sécurité alimentaire des options de gestion de la demande.

Option d'intervention intégrée	Potentiel	Confiance	Citation
Dietary change	821 million people	High confidence	Aleksandrowicz et al. 2016; Tilman and Clark 2014
Reduced post-harvest losses	1000 million people	Medium confidence	Kummu et al. 2012
Reduced food waste (consumer or retailer)	700–1000 million people	Medium confidence	FAO 2018b; Kummu et al. 2012
Material substitution	No global estimates	No evidence	

*Options d'intervention intégrées basées sur la gestion de la chaîne value par la gestion de l'approvisionnement*

Étant donné que 810 millions de personnes sont sous-alimentées (FAO 2018b), cela définit le nombre maximum de ceux qui pourraient potentiellement bénéficier d'un approvisionnement durable ou d'une meilleure gestion des chaînes d'approvisionnement. Cependant, à l'heure actuelle, on estime que seulement 1 million de personnes bénéficient d'un approvisionnement durable (Tayleur et al. 2017). Pour les autres, les flambées des prix des denrées alimentaires affectent la sécurité alimentaire et la santé; il existe des effets clairement documentés du retard de croissance chez les jeunes enfants à la suite de la crise de l'approvisionnement alimentaire de 2007-2008 (de Brauw, 2011; Arndt et al. 2016; Brinkman et al. 2009; Darnton-Hill et Cogill, 2010) avec une augmentation de 10 % de l'émaciation attribuée à la crise en Asie du Sud (Vellakkal et coll. 2015). Il existe des données contradictoires sur les répercussions des différentes options de stabilité des prix des aliments pour les chaînes d'approvisionnement, et peu de quantification (Byerlee et coll. 2006; del Ninno et al. 2007; Échevin 2010; Braun et al. 2014). La réduction des prix des aliments de base due à la stabilisation des prix a entraîné une augmentation des dépenses pour d'autres aliments et une augmentation de la nutrition (par exemple, les huiles, les produits d'origine animale), ce qui a conduit à une réduction de 10% de la malnutrition chez les enfants dans une étude (Torlesse et al. 2003). La comparaison de deux pays africains montre que les politiques protectionnistes (contrôle des prix des denrées alimentaires) et les filets de sécurité visant à réduire l'instabilité des prix ont entraîné une diminution de 20% du risque de malnutrition (Nandy et al. 2016). Les modèles utilisant des politiques d'aide alimentaire et de réserves alimentaires nationales pour assurer l'approvisionnement alimentaire et la stabilité des prix ont montré la plus grande efficacité de toutes

les options pour atteindre les objectifs d'atténuation des changements climatiques et de sécurité alimentaire (par exemple, plus efficaces que les taxes sur le carbone), car ils n'exacerbaient pas l'insécurité alimentaire et ne réduisaient pas ambitions pour atteindre les objectifs de température (Fujimori et al. 2019).

Pour les systèmes alimentaires urbains, l'augmentation de la production alimentaire dans les villes, combinée aux systèmes de gouvernance pour la distribution et l'accès peut améliorer la sécurité alimentaire, avec un potentiel de production de 30% de la nourriture consommée dans les villes. La population urbaine en 2018 était de 4,2 milliards de personnes, donc 30 % représentent 1230 millions de personnes qui pourraient bénéficier en termes de sécurité alimentaire de systèmes alimentaires urbains améliorés (tableau 6.51).

On estime que 500 millions de petits exploitants agricoles dépendent des entreprises agricoles des pays en développement (Banque mondiale, 2017), ce qui fixe le nombre maximum de personnes qui pourraient bénéficier d'une efficacité et d'une durabilité améliorées des industries de la transformation des aliments, de la vente au détail et de l'agroalimentaire.

Jusqu'à 2500 millions de personnes pourraient bénéficier d'une efficacité énergétique accrue dans l'agriculture, sur la base du nombre estimé de personnes dans le monde qui n'ont pas accès à une énergie propre et dépendent plutôt des combustibles issus de la biomasse pour leurs besoins énergétiques domestiques (AIE 2014).

Le tableau 6.51 résume l'incidence sur la sécurité alimentaire des options de gestion de l'approvisionnement, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Table 6.51 | Effets sur la sécurité alimentaire des options de gestion de l'approvisionnement .

Option d'intervention intégrée	Potentiel	Confiance	Citation
Sustainable sourcing	>1 million people	Low confidence	Tayleur et al. 2017
Management of supply chains	>1 million people	Low confidence	FAO 2018b; Kummu et al. 2012
Enhanced urban food systems	Up to 1260 million	Low confidence	Benis and Ferrão 2017; Padgham et al. 2014; Specht et al. 2014; Zeeuw and Drechsel 2015
Improved food processing and re-	500 million people	Low confidence	World Bank 2017
Improved energy use in food systems	Up to 2500 million	Low confidence	IEA 2014

**6.3.5.3 Options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques**

Dans la présente section, les répercussions sur la sécurité alimentaire des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des

risques sont évaluées.

Les données disponibles aux États-Unis indiquent des tendances ambiguës entre l'étalement urbain et la sécurité alimentaire: d'une part, la plupart des expansions urbaines aux États-Unis ont été

principalement sur des terres à productivité faible et modérée des sols, avec seulement 6% du total des terres urbaines sur des sols hautement productifs; d'autre part, les sols hautement productifs ont connu le taux de conversion le plus élevé de tous les types de sols (Nizeyimana et al. 2001). Des types spécifiques d'agriculture sont souvent pratiqués dans des franges influencées par les zones urbaines, telles que les fruits, les légumes, la volaille et les œufs aux États-Unis, dont la perte peut avoir un impact sur les types d'aliments nutritifs disponibles dans les zones urbaines (Francis et al. 2012). La Chine est également préoccupée par les répercussions de l'étalement urbain sur la sécurité alimentaire, et une perte de 30 Mt de production céréalière de 1998 à 2003 dans l'est de la Chine a été attribuée à l'urbanisation (Chen, 2007). Toutefois, aucune quantification globale n'a été tentée.

Diversifi est associé à une augmentation du bien-être et des revenus et à une diminution des niveaux de pauvreté dans plusieurs études de pays (Arslan et al. 2018; Asfaw et al. 2018). Ceux-ci sont susceptibles d'avoir d'importants bienfaits en matière de sécurité alimentaire (Barrett et al. 2001; Niehof, 2004), mais il y a peu de quantification globale

L'utilisation locale de semences peut apporter des avantages considérables pour la sécurité alimentaire en raison de la capacité accrue des agriculteurs à relancer et à renforcer les systèmes alimentaires locaux (McMichael et Schneider, 2011); des études ont fait état d'aliments plus diversifiés et plus sains dans des régions où les réseaux de souveraineté alimentaire sont solides (Coomes et coll. 2015; Bisht et al. 2018). Les femmes, en particulier, peuvent bénéficier de banques de semences pour les cultures de faible valeur mais nutritives (Patnaik et al. 2017). Plusieurs centaines de millions de petits exploitants dépendent encore des semences locales et elles fournissent des centaines de millions de consommateurs (Altieri et al., 2012; McGuire et Sperling, 2016). Par conséquent, il est important d'obtenir leur capacité à le faire par le biais de la souveraineté des semences. Cependant, il peut y avoir des rendements

alimentaires plus faibles à partir de semences locales et non améliorées, de sorte que l'impact global de l'utilisation de semences locales sur la sécurité alimentaire est ambigu (McGuire et Sperling, 2016).

Les approches de gestion des risques de catastrophe peuvent avoir des impacts importants sur la réduction de l'insécurité alimentaire, et les systèmes d'alerte actuels en cas de sécheresse et de tempête atteignent actuellement plus de 100 millions de personnes. Lorsque ces systèmes d'alerte précoce peuvent aider les agriculteurs à récolter les récoltes en prévision d'événements météorologiques imminents ou à prendre des décisions agricoles pour se préparer à des événements indésirables, il est probable qu'il y ait des impacts positifs sur la sécurité alimentaire (Fakhrudin et al. 2015). Des enquêtes menées auprès d'agriculteurs signalant l'insécurité alimentaire liée aux impacts climatiques ont montré qu'ils s'intéressaient vivement à la mise en place de tels systèmes d'alerte précoce (Shisanya et Mafongoya, 2016). En outre, les systèmes d'alerte précoce à la famine ont réussi en Afrique sahélienne à alerter les autorités des pénuries alimentaires imminentes afin que l'acquisition et le transport de nourriture en provenance de l'extérieur de la région puissent commencer, aidant potentiellement des millions de personnes (Genesio et al. 2011; Hillbruner et Moloney, 2012).

Les instruments de partage des risques visent souvent à partager les approvisionnements alimentaires et à réduire les risques, et sont donc susceptibles d'avoir des avantages importants, mais non quantifiés, pour la sécurité alimentaire. L'assurance-récolte, en particulier, a généralement entraîné une expansion (modeste) de la superficie des terres cultivées et une augmentation de la production alimentaire (Claassen et al. 2011a; Goodwin et al. 2004).

Le tableau 6.52 résume l'incidence sur la sécurité alimentaire des options de gestion des risques, avec des estimations de confiance fondées sur les seuils indiqués au tableau 6.53 de la section 6.3.6, et des références indicatives (non exhaustives) sur lesquelles les données probantes sont fondées.

Table 6.52 | Effets sur la sécurité alimentaire des options de gestion des risques.

Option d'intervention intégrée	Potentiel	Confiance	Citation
Management of urban sprawl	>1 million likely	Low confidence	Bren d'Amour et al. 2016; Chen 2017
Livelihood diversification	>100 million	Low confidence	Morton 2007
Use of local seeds	>100 million	Low confidence	Altieri et al. 2012
Disaster risk management	>100 million	Medium confidence	Genesio et al. 2011; Hillbruner and Moloney 2012
Risk-sharing instruments	>1 million likely	Low confidence	Claassen et al. 2011a; Goodwin et al. 2004

### 6.3.6. Résumé du potentiel des options intégrées en matière d'atténuation, d'adaptation, de réduction des terres désertiques et de sécurité alimentaire

En utilisant les quantifications fournies dans les tableaux 6.13 à 6.52, les impacts sont classés comme positifs ou négatifs, et sont désignés comme grands, modérés et petits, selon les critères donnés dans le tableau 6.53.<sup>4</sup>

4 Remarque: 1) Les options de réponse se chevauchent souvent, ne sont donc pas additives. Par exemple, l'augmentation de la productivité alimentaire impliquera des changements dans les terres cultivées, les pâturages et la gestion du bétail, ce qui peut inclure l'augmentation des stocks de carbone du sol. Par conséquent, les options de réponse ne peuvent pas être additionnées ou considérées comme des interventions qui s'excluent mutuellement. 2) L'efficacité d'une option de réponse pour relever le défi principal pour lequel elle est mise en œuvre doit être mise en balance avec les avantages connexes et les

Table 6.53 | Clé pour les critères utilisés pour définir l'ampleur de l'impact de chaque option de réponse intégrée.

	Mitigation	Adaptation	Désertification	Land degradation	Food
Large positive	More than 3 GtCO <sub>2</sub> -eq yr <sup>-1</sup>	Positively impacts more than around 25 million	Positively impacts more than around 3	Positively impacts more than around 3	Positively impacts more than around 100 million
Moderate positive	0.3-3 GtCO <sub>2</sub> -eq	1millionto25million	0.5-3 million km <sup>2</sup>	0.5-3 million km <sup>2</sup>	1millionto100million
Small positive	>0	Under 1million	>0	>0	Under 1million
Negligible	0	No effect	No effect	No effect	No effect
Small negative	<0	Under 1million	<0	<0	Under 1million
Moderate negative	-0.3to-3GtCO <sub>2</sub> -eq	1millionto25million	0.5to3millionkm <sup>2</sup>	0.5to3millionkm <sup>2</sup>	1millionto100million
Large negative	More than -3 GtCO <sub>2</sub> -eq yr <sup>-1</sup>	Negatively impacts more than around 25 million people	Negatively impacts more than around 3 million km <sup>2</sup>	Negatively impacts more than around 3 million km <sup>2</sup>	Negatively impacts more than around 100 million people

Remarque : Tous les nombres sont à l'échelle mondiale; toutes les valeurs sont pour le potentiel technique. En ce qui concerne l'atténuation, l'objectif est fixé autour du niveau d'une grande mesure d'atténuation unique (environ 1 GtC an<sup>-1</sup> = 3,67 GtCO<sub>2</sub>-eq an<sup>-1</sup>) (Pacala et Socolow, 2004), avec un objectif combiné d'atteindre 100 GtCO<sub>2</sub> en 2100, pour passer de la ligne de base à 2 °C (Clarke et al. 2014). En ce qui concerne l'adaptation, les chiffres sont établis par rapport aux environ 5 millions de vies perdues chaque année attribuables aux changements climatiques et à une économie fondée sur le carbone, dont 0,4 million par année attribuables directement aux changements climatiques. Cela représente 100 millions de vies qui devraient être perdues entre 2010 et 2030 en raison du changement climatique et d'une économie fondée sur le carbone (DARA, 2012), la catégorie la plus importante représentant 25 % de ce total. Pour la désertification et la dégradation des terres, les catégories sont établies par rapport aux 10 à 60 millions de km<sup>2</sup> de terres actuellement dégradées (Gibbs et Salmon, 2015), la catégorie la plus importante représentant 30 % de l'estimation inférieure. En ce qui concerne la sécurité alimentaire, les catégories sont établies par rapport aux quelque 800 millions de personnes actuellement sous-alimentées (HLPE, 2017), la catégorie la plus importante représentant environ 12,5 % de ce total.

Les tableaux 6.54 à 6.61 résument les possibilités offertes par les options d'intervention intégrée dans les domaines de l'atténuation, de l'adaptation, de la désertification, de la dégradation des terres et de la sécurité alimentaire. Les couleurs des cellules correspondent aux catégories d'impact grand, modéré et faible indiquées au tableau 6.53.

Comme le montrent les tableaux 6.54 à 6.61, trois options d'intervention parmi les 14 pour lesquelles il existe des données pour chaque défi foncier : l'augmentation de la productivité alimentaire, l'agroforesterie et l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol, offrent de grands avantages dans les cinq défis liés aux terres.

Six autres options d'intervention : l'amélioration de la gestion des terres cultivées, l'amélioration de la gestion des pâturages, l'amélioration de la gestion du bétail, l'agroforesterie, la gestion des incendies et la réduction des pertes après récolte, offrent des avantages importants ou modérés pour tous les défis fonciers.

Trois options de réponse supplémentaires: le changement alimentaire, la réduction de la consommation alimentaire et la réduction de la salinisation des sols, chacune des données manquantes pour évaluer le potentiel mondial pour un seul des défis fonciers, apportent des avantages importants ou modérés aux quatre défis pour

lesquels il existe des données mondiales.

Huit options d'intervention : l'augmentation de la productivité alimentaire, le reboisement et la restauration des forêts, le boisement, l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol, l'amélioration des intempéries minérales, le changement alimentaire, la réduction des pertes après récolte et la réduction du gaspillage alimentaire, ont un grand potentiel d'atténuation (>3 GtCO<sub>2</sub>e an<sup>-1</sup>) sans effets négatifs sur d'autres défis.

Seize options d'intervention : augmentation de la productivité alimentaire, amélioration de la gestion des terres cultivées, agroforesterie, gestion des forêts diversifiées agricoles, augmentation de la teneur en carbone organique des sols, réduction des glissements de terrain et des risques naturels, restauration et réduction de la conversion des zones humides côtières, réduction des pertes après récolte, approvisionnement durable, gestion des chaînes d'approvisionnement, amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments, amélioration de l'utilisation de l'énergie dans les systèmes alimentaires, diversification des moyens de subsistance utilisation des semences locales et gestion des risques de catastrophe, ont un grand potentiel d'adaptation à l'échelle mondiale (affectant positivement plus de 25 millions de personnes) sans

effets secondaires indésirables pour les autres défis. Par exemple, si une option de réponse a un impact majeur sur la résolution d'un défi, mais entraîne des effets secondaires indésirables relativement mineurs et gérables pour un autre défi, elle peut rester une option de réponse puissante malgré les effets secondaires indésirables, en particulier s'ils peuvent être minimisés ou gérés. 3) Bien que les impacts des options de réponse intégrée aient été quantifiés dans la mesure du possible à la section 6.3, il n'y a pas d'équivalence implicite en termes d'avantages ou d'effets secondaires négatifs, que ce soit en nombre ou en ampleur de l'impact – c'est-à-dire qu'un avantage n'équivaut pas à un effet secondaire indésirable. En conséquence (i) les grands avantages d'un défi peuvent l'emporter sur les effets secondaires indésirables relativement mineurs dans la résolution d'un autre défi, et (ii) certaines options de réponse peuvent offrir principalement des avantages avec peu d'effets secondaires indésirables, mais les avantages peuvent être de petite ampleur, c'est-à-dire que les options de réponse ne pas de mal, mais ne présente que des co-avantages mineurs. Un certain nombre d'avantages et d'effets secondaires indésirables sont spécifiques au contexte; la spécificité du contexte a été abordée à la section 6.2 et est examinée plus en détail à la section 6.4.5.1.

effets secondaires négatifs pour d'autres défis.

Trente-trois des 40 options d'intervention peuvent être appliquées sans qu'il soit besoin de modifier l'utilisation des terres et de limiter les terres disponibles. Un grand nombre d'options d'intervention ne nécessitent pas de terres dédiées, y compris plusieurs options de gestion des terres, toutes les options de chaîne de valeur et toutes les options de gestion des risques. Quatre options, en particulier, pourraient accroître considérablement la concurrence pour les terres si elles étaient appliquées à grande échelle: *le boisement, le reboisement et les terres utilisées pour fournir des matières premières pour la bioénergie (avec ou sans BECSC) et le biochar*, avec trois autres options: *la réduction de la conversion des prairies en terres cultivées, la restauration et la réduction de la conversion des tourbières, et la restauration et la réduction de la conversion des zones humides côtières* ayant des impacts plus faibles ou plus importants sur la concurrence pour les terres. D'autres options telles que *la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts*, limitent la conversion des terres pour d'autres options et utilisations.

Certaines options de réponse peuvent être plus efficaces lorsqu'elles sont appliquées ensemble – par exemple, *le changement alimentaire et la réduction de l'efficacité* augmentent le potentiel d'application d'autres options en libérant jusqu'à 25 Mkm<sup>2</sup> (4–25 Mkm<sup>2</sup> pour le changement alimentaire; Alexander et al. 2016; Bajželj et al. 2014b; Stehfest et al. 2009; Tilman et Clark, 2014 et 7 Mkm<sup>2</sup> pour réduire la consommation d'aliments; Bajželj et al. 2014b).

En ce qui concerne les catégories d'options d'intervention, la plupart des options d'intervention en matière de gestion des terres agricoles (toutes à l'exception de *la réduction de la conversion des prairies en terres cultivées*, ce qui pourrait nuire à la sécurité alimentaire), offrent des avantages pour l'ensemble des cinq défis liés aux terres (tableau 6.54). Parmi les options de gestion des terres forestières, *le boisement et le reboisement* ont le potentiel d'offrir

d'importants avantages communs à tous les défis fonciers, à l'exception de la *sécurité alimentaire*, où ces options constituent une menace en raison de la concurrence pour les terres (tableau 6.55). Parmi les options d'intervention par le sol, certaines données mondiales sont manquantes, mais aucune, à l'exception du biochar, ne montre d'impact négatif potentiel, avec cet impact négatif potentiel découlant d'une pression supplémentaire sur les terres si de grandes quantités de matières premières de biomasse sont nécessaires pour la production de biochar (tableau 6.56). Lorsqu'il existe des données mondiales, la plupart des options d'intervention dans d'autres écosystèmes ou dans tous les écosystèmes offrent des avantages, à l'exception d'un impact négatif modéré potentiel sur la sécurité alimentaire en restaurant les tourbières actuellement utilisées pour l'agriculture (tableau 6.57). Des deux options d'intervention ciblant spécifiquement le PCEM, il manque des données sur l'amélioration de l'altération des minéraux pour trois des défis, mais la bioénergie à grande échelle et la BECSC montrent un avantage potentiel important pour l'atténuation, mais des impacts négatifs faibles à importants sur les quatre autres défis fonciers (tableau 6.58), principalement en raison de la pression accrue sur les terres en raison de la demande de matières premières.

Bien que les données permettent d'évaluer l'impact de la substitution des matériaux uniquement aux fins d'atténuation, les trois autres options de réponse du côté de la demande : *changement alimentaire, réduction des pertes après récolte et réduction de la consommation d'aliments* offrent des avantages importants ou modérés pour tous les défis pour lesquels des données existent (tableau 6.59). Aucune des options d'intervention du côté de l'offre n'est disponible pour évaluer l'impact sur plus de trois des défis fonciers, mais il y a des avantages importants à modérés pour tous ceux pour lesquels des données sont disponibles (tableau 6.60). On ne dispose pas de données permettant d'évaluer l'incidence des options d'intervention fondées sur la gestion des risques sur tous les défis, mais il y a des avantages faibles à importants pour tous ceux pour lesquels des données sont disponibles (tableau 6.61).

**Table 6.54 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion des terres dans l'agriculture sur l'atténuation, l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.**

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation	Sécurité ali-	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Augmentation de la productivité alimentaire						Ces estimations supposent que l'augmentation de la production alimentaire est mise en œuvre de façon durable (p. ex., grâce à une intensification durable : Garnett et coll. 2013; Pretty et al. 2018) plutôt que d'augmenter les intrants externes, ce qui peut avoir une gamme d'impacts négatifs. <b>Atténuation</b> : <i>Grands avantages</i> (tableau 6.13). <b>Adaptation</b> : <i>Grands avantages</i> (Campbell et coll. 2014) (chapitre 2 et tableau 6.21). <b>Désertification</b> : <i>grands avantages</i> (Dai 2010) (chapitre 3 et tableau 6.29). <b>Dégradation des terres</b> : <i>Large benefi</i> (Clay et al. 1995) (chapitre 4 et tableau 6.37). <b>Sécurité des grands bienfaits</b> (Godfray et al. 2010; Godfray et Garnett, 2014; Tilman et al. 2011) (Chapitre 5 et tableau 6.45).
Amélioration de la gestion des terres cultivées						<b>Atténuation</b> : <i>Un bien-être modéré</i> en réduisant les émissions de GES et en créant des puits de carbone dans le sol (Smith et coll. 2008, 2014) (chapitre 2 et tableau 6.13). <b>Adaptation</b> : <i>Grande bienfaite</i> en améliorant la résilience des systèmes de production de cultures vivrières aux changements climatiques futurs (Porter et al. 2014) (chapitre 2 et tableau 6.21). <b>Desertification</b> : <i>Large benefi</i> by improving sustainable use of land in dry areas (Bryan et al. 2009; Chen et al. 2010) (Chapitre 3 et tableau 6.29). <b>Land degradation</b> : <i>Large benefi</i> by forming a major component of sustainable land management (Labrière et al. 2015) (chapitre 4 et tableau 6.37). <b>Sécurité des produits alimentaires</b> : <i>les grands bienfaits de l'amélioration</i> de la productivité agricole pour la production alimentaire (Porter et al. 2014) (Chapitre 5 et tableau 6.45).

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

Amélioration de la gestion des pâturages						<b>Atténuation :</b> Des <i>bienfaits modérés</i> en augmentant les puits de carbone du sol et en réduisant les émissions de GES (Herrero et coll. 2016) (Chapitre 2 et tableau 6.13). <b>Adaptation :</b> <i>Avantages modérés</i> de l'amélioration de la résilience des pâturages aux changements climatiques futurs (Porter et al. 2014) (chapitre 2 et tableau 6.21). <b>Désertification:</b> <i>Moderate benefits</i> by tackling overgrazing in dry areas to reduce desertification (Archer et al. 2011) (Chapitre 3 et tableau 6.29). <b>Land dégradation:</b> <i>Large benefits</i> by optimising stocking density to reduce land degradation (Tighe et al. 2012) (chapitre 4, tableau 6.37 et tableau 6.45). <b>Sécurité des animaux:</b> <i>les grands bienfaits</i> en améliorant la productivité du secteur de l'élevage pour augmenter la production alimentaire (Herrero et al. 2016) (chapitre 5 et tableau 6.45).
Amélioration de la gestion du bétail						<b>Atténuation :</b> <i>Moyennement des bienfaits</i> en réduisant les émissions de GES, en particulier du méthane entérique et de la gestion du fumier (Smith et al. 2008, 2014) (chapitre 2 et tableau 6.13). <b>Adaptation :</b> Obtenir des <i>bien-être modérés</i> en améliorant la résilience des systèmes de production animale aux changements climatiques (Porter et al. 2014) (chapitre 2 et tableau 6.21). <b>Désertification</b> <i>Une aide modérée</i> en luttant contre le surpâturage dans les zones sèches (Archer et al. 2011) (Chapitre 3 et tableau 6.29). <b>Land dégradation:</b> <i>Large benefice</i> by reducing overstocking which can reduce land degradation (Tighe et al. 2012) (chapitre 4, tableau 6.37 et tableau 6.45). <b>Sécurité des animaux:</b> <i>les grands bienfaits</i> en améliorant la productivité du secteur de l'élevage pour augmenter la production alimentaire (Herrero et al. 2016) (Chapitre 5 et tableau 6.45).
Agroforesterie						<b>Atténuation :</b> <i>Grands avantages</i> découlant de l'augmentation des puits de carbone dans la végétation et les sols (Delgado, 2010; Mbow et al. 2014a; Griscom et al. 2017) (chapitre 2 et tableau 6.13). <b>Adaptation :</b> <i>Grands avantages</i> découlant de l'amélioration de la résilience des terres agricoles aux changements climatiques (Mbow et al. 2014a) (chapitre 2 et tableau 6.21). <b>Désertification :</b> <i>Grande bienfait</i> , par exemple en fournissant une végétation pérenne dans les zones sèches (Nair et al. 2010; Lal, 2001) (chapitre 3 et tableau 6.29). <b>Dégradation des terres:</b> <i>Large benefi</i> by stabilising soils through perennial vegetation (Nair et al. 1997; Lal, 2001) (chapitre 4 et tableau 6.37). <b>Production de produits de production:</b> <i>les grands avantages</i> , car une agroforesterie bien planifiée peut améliorer la productivité (Bustamante et al. 2014; Sascha et al. 2017) (Chapitre 5 et tableau 6.45).
Diversification agricole						La diversification agricole est un ensemble de pratiques visant à obtenir plus de cultures ou de produits par unité de superficie (p. ex. culture intercalaire) ou par unité de temps (p. ex., double culture, cultures de ratons, etc.). <b>Atténuation :</b> <i>Bienfait limité</i> (tableau 6.13). <b>Adaptation :</b> <i>D'importants bienfaits</i> grâce à l'amélioration du revenu des ménages (Pellegrini et Tasciotti, 2014) (tableau 6.21). <b>Désertification:</b> <i>bienveillance modérée</i> , limitée par la superficie cultivée mondiale en terres arides (tableau 6.29). <b>Dégradation des terres :</b> <i>Grande bienfait</i> en réduisant la pression sur les terres (Lambin et Meyfroidt, 2011) (tableau 6.37 (BIRTHAL et al. 2015; Massawe et al. 2016; Waha et al. 2018) (chapitre 5 et tableau 6.45).
Réduction de la conversion des prairies en terres cultivées			ND			<b>Atténuation :</b> <i>Les avantages</i> sont <i>modérés</i> en conservant les stocks de carbone du sol qui pourraient autrement être perdus. Les pertes historiques de carbone du sol ont été de l'ordre de 500 GtCO <sub>2</sub> (Sanderman et al. 2017) (tableau 6.13). Les taux annuels moyens de consommation des terres cultivées dans le monde (1961-2003) ont été de 0,36% par an (Krause et al. 2017), c'est-à-dire environ 47 000 km <sup>2</sup> ans <sup>-1</sup> – de sorte que la prévention de la conversion pourrait potentiellement permettre d'économiser des émissions modérées de CO <sub>2</sub> . <b>Adaptation :</b> Pas de documentation (tableau 6.21). <b>Désertification:</b> <i>protection limitée</i> des <i>bienfaits</i> résultant du passage des cultures annuelles à un couvert végétal permanent sous l'herbe dans les zones sèches (Table 6.29) (chapitre 3). <b>Dégradation des terres:</b> <i>Avantages limités</i> du passage des cultures annuelles à un couvert végétal permanent sous l'herbe (chapitre 4 et tableau 6.37). <b>Sécurité alimentaire:</b> <i>impacts négatifs modérés</i> , car il faut plus de terres pour produire de la nourriture humaine à partir de produits de l'élevage sur les prairies que des cultures sur les terres cultivées, ce qui signifie qu'un passage aux prairies pourrait réduire la productivité totale et menacer la sécurité alimentaire (Clark et Tilman, 2017) (chapitre 5 et tableau 6.45).
Gestion intégrée de l'eau						<b>Atténuation :</b> <i>Des bienfaits modérés</i> en réduisant les émissions de GES principalement dans les terres cultivées et la riziculture (Smith et al. 2008, 2014) (chapitre 2 et tableau 6.13). <b>Adaptation :</b> <i>Grands avantages</i> découlant de l'amélioration de la résilience des systèmes de production de cultures vivrières aux changements climatiques futurs (Porter et al. 2014) (chapitre 2 et tableau 6.21). <b>Désertification:</b> <i>un bienfait limité</i> en améliorant l'utilisation durable des terres dans les zones arides (chapitre 3 et tableau 6.29). <b>Dégradation des terres:</b> <i>avantages limités</i> en constituant un élément majeur de la gestion durable des terres et de l'eau (chapitre 4 et tableau 6.37). <b>Sécurité alimentaire :</b> <i>Les grands bienfaits</i> sont <i>des bienfaits</i> en améliorant la productivité agricole pour la production alimentaire (Godfray et Garnett, 2014; Tilman et al. 2011) (Chapitre 5 et tableau 6.45).

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.55 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion des terres dans les plans d'atténuation, d'adaptation, de désertification, de dégradation des terres et de sécurité alimentaire.

Option d'intervention	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Gestion des forêts	Moderate positive	Large positive	Large positive	Large positive	Moderate positive	<b>Mitigation:</b> <i>Moderate benefit</i> by conserving and enhancing carbon stocks in forests and long-lived products, through, for example, selective logging (Smith et al. 2014) (Table 6.14). <b>Adaptation:</b> <i>Large benefit</i> , including through improving ecosystem functionality and services, with mostly qualitative evidence at global scale and more robust estimates at regional level and local scale (Locatelli et al. 2015b) (Table 6.22). <b>Desertification and land degradation:</b> <i>Large benefits</i> by helping to stabilise land and regulate water and microclimate (Locatelli et al. 2015b) (Chapters 3 and 4, and Tables 6.30 and 6.38). <b>Food security:</b> <i>Moderate benefit</i> with mostly qualitative estimate at global level,
Réduction de la dégradation de la forêt et de la déforestation	Large positive	Moderate positive	Large positive	Large positive	Small positive	<b>Mitigation:</b> <i>Large benefits</i> by maintaining carbon stocks in forest ecosystems (Chapter 2 and Table 6.14). <b>Adaptation:</b> <i>Moderate benefits</i> at global scale when effect is cumulated until the end of the century; local scale, co-benefits between REDD+ and adaptation of local communities can be more substantial (Long 2013; Morita and Matsumoto 2018), even if often difficult to quantify and not explicitly acknowledged (McElwee et al. 2017a) (Table 6.22). <b>Desertification and land degradation:</b> <i>Large benefits</i> at global scale when effects are cumulated for at least 20 years, for example, through reduced soil erosion (Borrelli et al. 2017) (Tables 6.30 and 6.38). The uncertainty of these global estimates is high, while more robust qualitative and some quantitative estimates are available at regional level. <b>Food security:</b> <i>Small benefits</i> ; difficult to quantify at global level (Chapter
Reforestation et restauration de la forêt	Large positive	Large positive	Large positive	Large positive	Small negative	<b>Mitigation:</b> <i>Large benefits</i> by rebuilding the carbon stocks in forest ecosystems, although decreases in surface albedo can reduce the net climate benefits, particularly in areas affected by seasonal snow cover (Sonntag et al. 2016; Mahmood et al. 2014) (Chapter 2 and Table 6.14). <b>Adaptation:</b> <i>Large benefit</i> by provision of Nature's Contributions to People, including improving ecosystem functionality and services, providing microclimatic regulation for people and crops, wood and fodder as safety nets, soil erosion protection and soil fertility enhancement for agricultural resilience, coastal area protection, water and flood regulation (Locatelli et al. 2015b) (Table 6.22). <b>Desertification:</b> <i>Large benefit</i> through restoring forest ecosystems in dryland areas (Medugu et al. 2010; Salvati et al. 2014) (Chapter 3 and Table 6.30). <b>Land degradation:</b> <i>Large benefits</i> by re-establishment of perennial vegetation (Ellison et al. 2017) (Chapter 4 and Table 6.38). <b>Food security:</b> <i>Moderate negative impacts</i> due to potential competition for land for food production (Frank et al. 2017) (Chapter 5 and Table 6.46).
Reboisement	Large positive	Large positive	Large positive	Large positive	Large negative	<b>Mitigation:</b> <i>Large benefits</i> for mitigation (Chapter 2 and Table 6.14), especially if it occurs in the tropics and in areas that are not significantly affected by seasonal snow cover. <b>Adaptation:</b> <i>Large benefits</i> on adaptation (Kongsager et al. 2016; Reyer et al. 2009) (Chapter 2 and Table 6.22). <b>Desertification:</b> <i>Large benefits</i> by providing perennial vegetation in dry areas to help control desertification (Medugu et al. 2010; Salvati et al. 2014) (Chapter 3 and Table 6.30). <b>Land degradation:</b> <i>Large benefits</i> by stabilising soils through perennial vegetation (Lal 2001) (Chapter 4 and Table 6.38). <b>Food security:</b> <i>Large negative impacts</i> due to competition for land for food production (Kreidenweis et al. 2016; Smith et al. 2013) (Chapter 5 and Table 6.46).



Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.56 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion des terres fondées sur les sols en matière d'atténuation, d'adaptation, de désertification, de dégradation des terres et de sécurité alimentaire.

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Increased soil organic carbon content	Large positive	Moderate positive	Moderate positive	Moderate positive	Moderate positive	<b>Atténuation :</b> Grande <i>bienfait</i> en créant des puits de carbone dans le sol (tableau 6.15). <b>Adaptation :</b> Grande <i>bienfait</i> en améliorant la résilience des systèmes de production de cultures vivrières au changement climatique (IPBES 2018) (chapitre 2 et tableau 6.24). <b>Désertification:</b> Grande <i>bienfait</i> en améliorant la santé des sols et l'utilisation durable des terres dans les zones sèches (D'Odorico et al. 2013) (chapitre 3 et tableau 6.31). <b>Dégradation des terres :</b> Grande <i>bienfait</i> puisqu'elle constitue une composante majeure des pratiques recommandées pour la gestion durable des terres (Altieri et Nicholls 2017) (chapitre 4 et tableau 6.39). <b>Sécurité des aliments:</b> Grande <i>bienfait</i> car elle peut augmenter le rendement et la stabilité du rendement pour améliorer la production alimentaire, bien que ce ne soit pas toujours le cas (Pan et al. 2009; Soussana et al. 2019; Hijbeek et al. 2017b; Schjønning et al. 2018) (Chapitre 5 et tableau 6.47).
Réduction de l'érosion des sols	Variable	Moderate positive	Moderate positive	Moderate positive	Moderate positive	<b>Atténuation :</b> Grands avantages ou impacts négatifs importants, puisque le devenir final des matières érodées est encore débattu – par exemple, au niveau mondial, on débat de la question de savoir s'il s'agit d'une source importante ou d'un grand puits (Hoffmann et al. 2013) (chapitre 2 et tableau 6.15). <b>Adaptation:</b> Grands avantages puisque la lutte contre l'érosion des sols prévient la <b>désertification</b> (grands avantages) et la <b>dégradation des terres</b> (grands avantages), améliorant ainsi la résilience de l'agriculture aux changements climatiques (Lal 1998; FAO et ITPS 2015) (chapitres 2, 3 et 4, et tableaux 6.23, 6.30 et 6.39). <b>Sécurité des cultures:</b> avantages importants, principalement grâce à la conservation de la productivité des cultures (Lal 1998) (chapitre 5 et tableau 6.47).
Réduction de la salinisation des sols	ND	Moderate positive	Moderate positive	Moderate positive	Moderate positive	Les techniques de prévention et d'inversion de la salinisation des sols comprennent la gestion des sols par des systèmes de drainage et/ou la rotation des cultures et l'utilisation d'amendements pour atténuer la sodicité du sol. <b>Atténuation :</b> Il n'existe aucune étude pour quantifier les impacts mondiaux (tableau 6.15). <b>Adaptation :</b> Les avantages sont modérés en permettant le maintien des systèmes de culture existants, ce qui réduit la nécessité d'abandonner les terres (Dagar et al. 2016; CNUCED 2011) (tableau 6.23). <b>Désertification et dégradation des terres:</b> avantages modérables puisque la salinisation des sols est l'un des principaux moteurs de la désertification et de la dégradation des terres (Rengasamy 2006; Dagar et al. 2016) (chapitres 3 et 4, et tableaux 6.31 et 6.39). <b>Sécurité des produits de santé:</b> avantages modérés du maintien des systèmes de culture existants et de la protection des écarts de rendement dans les cultures pluviales (tableau 6.47).
Réduction du compactage des sols	ND	Moderate positive	ND	Moderate positive	Moderate positive	Les techniques de prévention et d'inversion du compactage du sol reposent sur la combinaison de rotations de cultures appropriées, du travail du sol et de la régulation de la circulation agricole (Hamza et Anderson, 2005). <b>Atténuation :</b> Le potentiel mondial d'atténuation n'a pas été quantifié (Chamen et al. 2015; Epron et al. 2016; Tullberg et al. 2018) (tableau 6.15). <b>Adaptation :</b> Avantages limités découlant de l'amélioration de la productivité, mais dans des régions mondiales relativement petites (tableau 6.22). <b>Désertification:</b> pas de données mondiales (tableau 6.31). <b>Dégradation des terres:</b> Grands avantages puisque le compactage des sols est l'un des principaux moteurs de la dégradation des terres (FAO et ITPS 2015) (tableau 6.39). <b>Sécurité de la Food :</b> Atténuer les avantages en aidant à combler les écarts de rendement lorsque le compactage est un facteur limitatif (Anderson et Peters, 2016) (tableau 6.47).
Amendement de Biochar	Large positive	ND	ND	Moderate positive	Large negative	<b>Atténuation :</b> Grands avantages découlant de l'augmentation des stocks de carbone récalcitrant dans le sol (Smith, 2016; Fuss et al. 2018; GIEC 2018) (chapitre 2 et tableau 6.15). <b>Adaptation :</b> Il n'existe pas d'estimations mondiales de l'impact du biochar sur l'adaptation au climat (tableau 6.23). <b>Désertification:</b> Il n'existe pas d'estimations globales de l'impact du biochar sur la désertification: (Table 6.31). <b>Dégradation des terres:</b> avantages limités de l'amélioration de la capacité de rétention des sols, de l'efficacité de l'utilisation des nutriments et de l'amélioration potentielle de la pollution par les métaux lourds (Sohi 2012) (tableau 6.39). <b>Sécurité alimentaire:</b> avantages limités de l'augmentation des rendements des cultures dans les tropiques – mais pas dans les régions tempérées (Jeffery et al. 2017) – mais potentiellement des impacts négatifs importants en créant une pression supplémentaire sur les terres si de grandes quantités de matières premières de biomasse sont nécessaires pour la production de biocharbage (tableau 6.47).

■ Large positive    
 ■ Small positive    
 ■ Small negative    
 ■ Large negative  
■ Moderate positive    
■ Negligible/no effect    
■ Moderate negative    
■ Variable

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.57 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact de la gestion des terres dans tous les écosystèmes/dans tous les autres écosystèmes sur l'atténuation, l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Gestion des incendies						<b>Atténuation :</b> <i>Grands avantages</i> découlant de la réduction de la taille, de la gravité et de la fréquence des feux de forêt, ce qui permet de prévenir les émissions et de préserver les stocks de carbone (Arora et Melton, 2018) (Table 6.16, chapitre 2, et encadré 3 du chapitre 2). <b>Adaptation :</b> <i>Des avantages modérés</i> en réduisant la mortalité attribuable à l'exposition à la fumée du feu dans le paysage, la gestion des incendies offre des avantages en matière d'adaptation (Doerr et Santin, 2016; Johnston et al. 2012; Koplitz et al. 2016) (tableau 6.24). <b>Désertification:</b> <i>Grands avantages</i> depuis le contrôle des feux de forêt et le maintien à long terme de la densité des stocks d'arbres protège contre l'érosion du sol (Neary et al. 2009; Arora et Melton, 2018) (tableau 6.32). <b>Dégradation des terres :</b> De <i>grands avantages</i> de la stabilisation des écosystèmes forestiers (Neary et al. 2009; Arora et Melton, 2018) (tableau 6.40). <b>Sécurité des produits forestiers :</b> <i>Avantages modérés</i> du maintien de la disponibilité des produits forestiers et de la prévention de l'expansion des terres agricoles par le feu (FAO, 2015; Keenan et al. 2015; FAO et al. 2018; Pradhan et al. 2013; Banque mondiale 2018a, b) (tableau 6.48).
Réduction des glissements de terrain et des risques naturels						<b>Atténuation :</b> La prévention des glissements de terrain et des risques naturels profite à l'atténuation, mais en raison de l'impact limité sur les émissions de GES et la préservation éventuelle des réserves de carbone de la couche arable, l'impact est estimé faible à l'échelle mondiale (GIEC AR5 WG2, chapitre 14) (Table 6.16). <b>Adaptation :</b> Fournit des adaptations structurelles et physiques aux changements climatiques (GT2 du RA5 du GIEC, chapitre 14) (tableau 6.24). <b>Désertification:</b> En raison de la petite taille des zones mondiales touchées par les terres arides, les avantages de la lutte contre la désertification sont limités (chapitre 3 et tableau 6.32). <b>Dégradation des terres:</b> Étant donné que les glissements de terrain et les risques naturels sont parmi les processus de dégradation les plus graves, la prévention aura un impact positif important sur la dégradation des terres (FAO et ITPS 2015) (chapitre 4 et tableau 6.40). <b>Sécurité des montagnes:</b> dans les pays où les pentes montagneuses sont cultivées pour se nourrir, comme dans les îles du Pacifique (Campbell 2015), la gestion et la prévention des glissements de terrain peuvent apporter des avantages pour la sécurité alimentaire, bien que les zones mondiales soient limitées (tableau 6.48)..
Réduction de la pollution, y compris l'acidification						<b>Atténuation :</b> Grande <i>prestation</i> , car les mesures visant à réduire les émissions de polluants climatiques de courte durée de vie (PCDS) peuvent ralentir l'armement moyen mondial prévu (PNUE et OMM 2011), l'intervention précoce fournissant un refroidissement de 0,5 °C d'ici 2050 (PNUE et OMM 2011) (Table 6.16). Mais <i>des effets négatifs modérés</i> sont également possibles car la réduction des dépôts réactifs d'azote pourrait réduire l'absorption de carbone par le milieu terrestre (tableau 6.16). <b>Adaptation :</b> <i>Un bienfait modéré</i> puisque la lutte contre les particules (PM <sub>2,5</sub> ) et l'ozone améliore la santé humaine (Anenberg et al. 2012) (tableau 6.24). <b>Désertification :</b> La <i>protection modérée</i> , la salinisation, la pollution et l'acidification sont des facteurs de stress pour la désertification (Oldeman et al. 1991) (tableau 6.32). <b>Dégradation des terres :</b> <i>prestations modérées</i> puisque les dépôts acides sont un facteur important de dégradation des terres (Oldeman et al. 1991; Smith et al. 2015) (tableau 6.40). <b>Sécurité alimentaire :</b> Les <i>grands avantages</i> étant donné que l'ozone est nocif pour les cultures, de sorte que les mesures visant à réduire la pollution atmosphérique devraient augmenter la production agricole (FAO 2018b; FAO et al. 2018; Shindell et al. 2012; Banque mondiale 2018a) (tableau 6.48).
Gestion des espèces envahissantes et empiètement	N D	N D	N D	N D	N D	Il n'existe pas de documentation qui évalue le potentiel mondial de la gestion des espèces envahissantes en matière <b>d'atténuation, d'adaptation, de désertification, de dégradation</b> des terres ou de <b>sécurité alimentaire</b> (tableaux 6.16, 6.24, 6.33, 6.40 et 6.48).
Restauration et réduction de la conversion des milieux humides côtiers						<b>Atténuation :</b> Les <i>grands avantages</i> découlant de la restauration des milieux humides côtiers et des impacts évités sur les milieux humides côtiers produisent des puits de carbone modérés d'ici 2030 (Griscom et al. 2017) (tableau 6.16). <b>Adaptation:</b> <i>Grande bienfait</i> en fournissant une défense naturelle contre les inondations côtières et les ondes de tempête en dissipant l'énergie, en réduisant l'érosion et en contribuant à stabiliser les sédiments côtiers (tableau 6.24). <b>Désertification:</b> l'impact de la restauration des zones humides côtières pour la prévention de la désertification est pratiquement <i>négligeable</i> (tableau 6.32). <b>Dégradation des terres:</b> <i>Bienfait limité</i> car de vastes zones de zones humides côtières mondiales sont dégradées (Lotze et al. 2006; Griscom et al. 2017) (tableau 6.40). <b>Sécurité alimentaire:</b> <i>Petits avantages</i> pour les <i>petits impacts négatifs</i> puisque de vastes zones de zones humides côtières converties sont utilisées pour la production alimentaire (par exemple, les mangroves converties pour l'aquaculture), la restauration pourrait déplacer la production alimentaire et endommager l'approvisionnement alimentaire local, bien que la restauration des mangroves puisse également restaurer la pêche locale (Naylor et al. 2000) (Tableau 6.48).
Restauration et réduction de la conversion des tourbières		N D				<b>Atténuation :</b> <i>Des prestations modérées</i> puisque les impacts évités de la tourbe et la restauration de la tourbe produisent des puits de carbone modérés d'ici 2030 (Griscom et al. 2017) (Table 6.16), bien qu'il puisse y avoir une augmentation des émissions de méthane après la restauration (Jauhainen et al. 2008). <b>Adaptation:</b> Susceptible d'être bienfait en régulant l'eau et en empêchant l'inondation (Munang et al. 2014) (tableau 6.24), mais le potentiel mondial n'a pas été quantifié. <b>Désertification:</b> Pas d'impact puisque les tourbières se trouvent dans les zones humides et les déserts dans les zones sèches. <b>Dégradation des terres :</b> <i>Avantages modérés</i> puisque de vastes zones de tourbières mondiales sont dégradées (Griscom et al., 2017) (tableau 6.40). <b>Sécurité des terres :</b> Les effets <i>négatifs modérés</i> depuis la restauration de vastes zones de tourbières tropicales et de certaines tourbières du Nord qui ont été drainées et défrichées pour la production alimentaire pourraient déplacer la production alimentaire et nuire à l'approvisionnement alimentaire local (tableau 6.48).

Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

Préservation de la biodiversité			ND	ND	ND	<b>Atténuation :</b> <i>Bienveillance modérée</i> découlant de la séquestration du carbone dans les aires protégées (Calvin et al. 2014) (tableau 6.16). <b>Adaptation :</b> <i>avantages modérés</i> – plusieurs millions de personnes bénéficient de l'adaptation et de la résilience des communautés locales au changement climatique (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique 2008) (Tableau 6.24), bien que le potentiel mondial soit mal quantifié. <b>Désertification :</b> pas de données mondiales (tableau 6.32). <b>Dégradation des terres :</b> Pas de données mondiales (tableau 6.40). <b>Sécurité del'OOD :</b> pas de données globales (tableau 6.48).
---------------------------------	--	--	----	----	----	---

■ Large positive     ■ Small positive     ■ Small negative     ■ Large negative  
■ Moderate positive     ■ Negligible/no effect     ■ Moderate negative     ■ Variable

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.58 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion des terres spécifiquement pour le PCEM sur l'atténuation, l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Altération améliorée des minéraux	Large positive	ND	ND	Small positive	ND	<b>Atténuation :</b> <i>Avantages modérés à importants</i> de l'élimination du CO <sub>2</sub> atmosphérique (tableau 6.17; Lenton, 2010; Smith et al. 2016a; Taylor et al. 2016). <b>Adaptation :</b> Il n'existe pas de documentation pour évaluer les impacts mondiaux de l'altération accrue des minéraux sur l'adaptation (tableau 6.25) ni sur la <b>désertification</b> (tableau 6.33). <b>Dégradation des terres :</b> <i>Avantages limités attendus</i> puisque les minéraux du sol peuvent augmenter le pH là où l'acidification est le moteur de la dégradation (tableau 6.41; Taylor et al. 2016). <b>Sécurité del'ood :</b> Bien qu'il puisse y avoir des co-avantages pour la production alimentaire (Beerling et al. 2018), elles n'ont pas été quantifiées à l'échelle mondiale (tableau 6.49).
Bioénergie et BECSC	Large positive	Small negative			Large negative	<b>Atténuation :</b> Grands avantages de la bioénergie à grande échelle et de la BECSC par le potentiel d'éliminer de grandes quantités de CO <sub>2</sub> de l'atmosphère (tableau 6.17). <b>Adaptation :</b> effets négatifs limités de la bioénergie à grande échelle et de la BECSC en augmentant la pression sur terre (tableau 6.25). <b>Désertification :</b> Jusqu'à 15 millions de km <sup>2</sup> de terres supplémentaires sont nécessaires en 2100 dans des scénarios à 2 °C, ce qui augmentera la pression en faveur de la désertification et de la dégradation des terres (sections 6.3.3.1 et 6.3.4.1). Cela définit la zone maximum potentiellement impactée, bien que la zone réelle affectée par cette pression supplémentaire ne soit pas facilement quantifiée. <b>Dégradation des terres :</b> Jusqu'à 15 millions de km <sup>2</sup> de terres supplémentaires sont nécessaires en 2100 dans des scénarios à 2 °C, ce qui augmentera la pression en faveur de la désertification et de la dégradation des terres (sections 6.3.3.1; 6.3.4.1). Cela définit la zone maximale potentiellement touchée, bien que la zone réelle affectée par cette pression supplémentaire ne soit pas facilement quantifiée. <b>Sécurité alimentaire :</b> Effets négatifs importants de la bioénergie à grande échelle et de la BECSC en sevrant d'une concurrence accrue pour l'accès des terres à l'alimentation (tableau 6.49). Ces potentiels et effets supposent de grandes superficies de cultures bioénergétiques, ce qui entraîne d'importants potentiels d'atténuation (c. à-d. >3 GtCO <sub>2</sub> an <sup>-1</sup> ). Le signe et l'ampleur des effets de la bioénergie et de la BECSC dépendent de l'ampleur du déploiement, du type de matière première de la bioénergie, des autres options d'intervention incluses et de l'endroit où la bioénergie est cultivée (y compris l'utilisation antérieure des terres et les émissions de changement indirect d'utilisation des terres). Par exemple, limiter la production de bioénergie aux terres marginales ou aux terres cultivées abandonnées aurait des effets négligeables sur la biodiversité, la sécurité alimentaire et potentiellement de petits avantages connexes pour la dégradation des terres; toutefois, les avantages pour l'atténuation seraient également moindres (encadré 7 du présent chapitre et tableau 6.13)

■ Large positive     ■ Small positive     ■ Small negative     ■ Large negative

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.59 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion de la demande sur l'atténuation, l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Changement alimentaire	Large positive	ND	Moderate positive	Large positive	Large positive	<b>Atténuation :</b> Grande <i>bienfait</i> pour l'atténuation en réduisant considérablement les émissions de GES (chapitre 5 et tableau 6.18). <b>Adaptation :</b> Bien que l'on s'attende à ce qu'elle contribue à l'adaptation en réduisant la superficie des terres agricoles, il n'existe pas d'études fournissant une qualité globale : (tableau 6.26). <b>Désertification :</b> Potentiel de <i>bienfait modéré</i> en diminuant la pression sur les terres – limité par une superficie mondiale relativement limitée (tableau 6.34). <b>Dégradation des terres :</b> Grande <i>bienfait</i> en diminuant la pression sur les terres (tableau 6.42). <b>Sécurité alimentaire :</b> Grande valeur en diminuant la concurrence pour les terres, ce qui permet de produire plus d'aliments à partir de moins de terres (tableau 6.50).
Réduction des pertes après récolte	Large positive	Large positive	Moderate positive	Moderate positive	Large positive	<b>Mitigation :</b> Large <i>benefits</i> by reducing food sector GHG emissions and reducing the area required to produce the same quantity of food (tableau 6.18), bien qu'une utilisation accrue de la réfrigération puisse accroître les émissions provenant de la consommation d'énergie. <b>Adaptation :</b> Grande <i>bienfait</i> en réduisant la pression sur le sol (tableau 6.26). <b>Désertification et dégradation des terres :</b> <i>avantages modérés</i> pour les deux en réduisant la pression sur les terres (tableau 6.34 et tableau 6.42). <b>Sécurité mondiale :</b> <i>grands avantages</i> , car la plupart des denrées alimentaires récoltées dans les pays en développement proviennent de pertes après récolte (Ritzema et al. 2017) (Chapitre 5 et tableau 6.50).
Réduction du gaspillage alimentaire (consommateur ou détaillant)	Large positive	ND	Moderate positive	Large positive	Large positive	<b>Atténuation :</b> <i>Grands avantages</i> découlant de la réduction des émissions de GES du secteur alimentaire et de la réduction de la superficie requise pour produire la même quantité d'aliments (tableau 6.18). <b>Adaptation :</b> Bien qu'on s'attende à ce qu'elle contribue à l'adaptation en réduisant la superficie des terres agricoles, il n'existe aucune étude quantifiant les impacts de l'adaptation à l'échelle mondiale (tableau 6.26). <b>Désertification :</b> <i>avantages modérés</i> de la réduction de la pression sur les terres (tableau 6.34). <b>Dégradation des terres :</b> <i>Grands avantages</i> de la réduction de la pression sur les terres (tableau 6.42). <b>Sécurité alimentaire :</b> <i>Des avantages importants</i> puisque 30% de tous les aliments produits dans le monde sont gaspillés (Kummu et al. 2012) (tableau 6.50).
Substitution de matériaux	Moderate positive	ND	ND	ND	ND	<b>Atténuation :</b> <i>Avantages modérés</i> grâce au stockage du carbone à longue durée de vie et à la substitution de matériaux ayant des émissions de GES plus élevées (tableau 6.18). Aucune étude mondiale n'est disponible pour évaluer l'impact quantitatif sur <b>l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres</b> ou la <b>sécurité alimentaire</b> (tableaux 6.26, 6.34, 6.42 et 6.50).

Large positive Moderate positive

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.60 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion de l'offre sur l'atténuation, l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Approvisionnement durable	ND	Large positive	ND	Large positive	Large positive	<b>Atténuation :</b> Aucune étude n'est disponible pour évaluer l'impact mondial (tableau 6.19). <b>Adaptation :</b> <i>Atténuer les avantages</i> de la diversification et de l'accroissement de la souplesse du système alimentaire en fonction des facteurs de stress et des chocs climatiques tout en créant des solutions de rechange économiques pour les pauvres (renforçant ainsi la capacité d'adaptation) et en réduisant les dépenses des transformateurs et des détaillants d'aliments en réduisant les pertes (Muller et coll. 2017) (chapitre 5 et tableau 6.27). <b>Désertification :</b> Aucune étude n'est disponible pour évaluer l'impact mondial (tableau 6.35 et tableau 6.43). <b>Dégradation des terres :</b> <i>avantages potentiellement importants</i> , car plus de 4 Mkm <sup>2</sup> est actuellement certifié pour une production forestière durable, qui pourrait augmenter à l'avenir (tableau 6.44). <b>Sécurité alimentaire :</b> <i>Avantages modérés</i> en diversifiant les marchés et en développant des produits ajoutés dans le système d'approvisionnement alimentaire, en augmentant sa performance économique et ses revenus pour les agriculteurs locaux (Reidsma et al. 2010), en renforçant la capacité des chaînes de production alimentaire à s'adapter aux marchés futurs et à améliorer les revenus des petits exploitants agricoles (Murthy et Madhava Naidu 2012) (Chapter 5 et tableau 6.51). Elle peut également fournir des liens plus directs entre les producteurs et les consommateurs.
Gestion des chaînes d'approvisionnement	ND	Large positive	ND	ND	Large positive	<b>Atténuation :</b> Il n'existe aucune étude évaluant le potentiel d'atténuation à l'échelle mondiale (tableau 6.19). <b>Adaptation :</b> <i>Grands avantages</i> en améliorant la résilience aux hausses de prix ou en réduisant la volatilité de la production (Fafchamps et al. 1998; Haggblade et al. 2017) (tableau 6.27). <b>Desertification and land degradation :</b> No studies assessing global potential (Tableaux 6.35 et 6.43). <b>Sécurité des aliments :</b> <i>Avantages modérés</i> en aidant à gérer les hausses et la volatilité des prix des aliments (Vellakkal et al. 2015; Arndt et al. 2016) (tableau 6.51).

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

Amélioration des systèmes alimentaires urbains	ND	ND	ND	ND	Aucune étude n'évalue le potentiel mondial de contribuer à l' <b>atténuation</b> , à l' <b>adaptation</b> , à la <b>désertification</b> ou à la <b>dégradation des terres</b> (tableaux 6.19, 6.27, 6.35 et 6.43). <b>Food security</b> : Large benefits by increasing food access to urban dwellers and shortening of supply chains (Chappell et al. 2016) (chapitre 5 et tableau 6.51). Aucune étude n'évalue le potentiel mondial de contribuer à l' <b>atténuation</b> , à l' <b>adaptation</b> , à la <b>désertification</b> ou à la <b>dégradation des terres</b> (tableaux 6.19, 6.27, 6.35 et 6.43). <b>Sécurité alimentaire</b> : des avantages importants en augmentant l'accès des citadins à la nourriture et en raccourcissant les chaînes d'approvisionnement (Chappell et al. 2016) (chapitre 5 et tableau 6.51).
Amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments			ND	ND	<b>Atténuation</b> : Avantages modérés grâce à la réduction de la consommation d'énergie, aux aliments respectueux du climat et à la réduction des émissions de GES provenant des transports (Avetisyan et coll. 2014), les déchets (Porter et coll. 2016) et la consommation d'énergie (Mohammadi et coll. 2014; Song et al. 2017) (tableau 6.19). <b>Adaptation</b> : Avantages importants pour les agriculteurs pauvres grâce à la réduction des coûts et à l'amélioration de la résilience (tableau 6.27). <b>Désertification et dégradation des terres</b> : Il n'existe pas d'études évaluant le potentiel mondial (tableaux 6.35 et 6.43). <b>Sécurité de l'alimentation</b> : Grands avantages en soutenant une alimentation plus saine et en réduisant les pertes alimentaires et la consommation d'aliments (Garnett, 2011) (chapitre 5 et tableau 6.51).
Amélioration de la consommation d'énergie dans les systèmes alimentaires			ND	ND	<b>Atténuation</b> : Les avantages modérés de la réduction des émissions de GES par la diminution de l'utilisation de combustibles fossiles et de produits énergivores, bien que la réduction des émissions ne soit pas prise en compte dans le secteur de l'agriculture, de la foresterie et d'autres utilisations des terres (AFOLU) (Smith et al. 2014; IPCC AR5 WG3 Chapter 11) (Tableau 6.19). <b>Adaptation</b> : Grands avantages pour les petits agriculteurs en réduisant les coûts et en augmentant leur résilience aux changements climatiques (tableau 6.27). <b>Désertification et dégradation des terres</b> : Il n'existe pas d'études évaluant le potentiel mondial (tableaux 6.35 et 6.43). <b>Sécurité des produits</b> : grands avantages, en grande partie grâce à l'amélioration de l'efficacité pour 2,5 millions de personnes qui utilisent encore la biomasse traditionnelle pour produire de l'énergie (chapitre 5 et tableau 6.51).

Large positive Moderate positive

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

Table 6.61 | Résumé de la direction et de l'ampleur de l'impact des options de gestion des risques sur l'atténuation, l'adaptation, la désertification, la dégradation des terres et la sécurité alimentaire.

Option d'intervention intégrée	Atténuation	Adaptation	Désertification	Dégradation des terres	Sécurité alimentaire	Contexte et base de données probantes sur l'ampleur de l'effet
Gestion de l'étalement urbain	ND					<b>Atténuation</b> : Aucune étude n'évalue le potentiel mondial (tableau 6.20). <b>Adaptation</b> : Avantages modérés – bien que mal quantifiés à l'échelle mondiale, susceptibles d'affecter plusieurs millions de personnes (tableau 6.28). <b>Désertification</b> : avantages limités – bien que mal quantifiés à l'échelle mondiale, 5000 km <sup>2</sup> sont menacés par l'étalement urbain rien qu'en Espagne (tableau 6.36). <b>Dégradation des terres</b> : avantages limités – bien que mal quantifiés à l'échelle mondiale, l'étalement urbain affecte des millions d'hectares de terres (tableau 6.44). <b>Food security</b> : Moderate benefits estimated from impacts on food supply in models (Bren d'Amour et al. 2016) (tableau 6.52).
Diversification des moyens de subsistance	ND					<b>Atténuation</b> : Aucune étude n'évalue le potentiel mondial (tableau 6.20). <b>Adaptation</b> : Prestations importantes en aidant les ménages à amortir les fluctuations du revenu et en offrant un plus large éventail d'options pour l'avenir (tableau 6.28; Ahmed et Stepp, 2016; Thornton et Herrero, 2014). <b>Désertification</b> : Il n'existe pas d'études évaluant le potentiel mondial, bien qu'il existe des rapports anecdotiques faisant état d'avantages limités découlant de l'amélioration de la gestion des terres résultant de la diversification (Batterbury, 2001; Herrmann et Hutchinson, 2005; Stringer et al. 2009) (tableau 6.36). <b>Dégradation des terres</b> : Avantages limités, par exemple, mosaïques améliorées pour l'utilisation des terres (Palacios et al. 2013), l'adoption à plus grande échelle du Programme chinois de conversion des terres en pente pour diversifier les revenus et réduire la dégradation a eu une incidence sur 0,1 Mkm <sup>2</sup> (Liu et Lan, 2015) (tableau 6.44). <b>Sécurité mondiale</b> : grands avantages puisque bon nombre des 700 millions de petits exploitants dans le monde pratiquent la diversification, contribuant à fournir un accès économique à la nourriture (Morton 2007) (tableau 6.52).
Utilisation des semences locales	ND		ND	ND		<b>Atténuation</b> : Aucune étude n'évalue le potentiel mondial (tableau 6.19). <b>Adaptation</b> : Grands avantages étant donné que 60 à 100 % des semences utilisées dans divers pays du Sud sont probablement des semences locales cultivées par des agriculteurs (non commerciales), et le passage à l'utilisation de semences commerciales augmenterait considérablement les coûts pour ces agriculteurs. Les réseaux de semences et les banques protègent l'agrobiodiversité locale et les races locales, qui sont importantes pour faciliter l'adaptation et peuvent accorder des crédits cruciaux lorsque les récoltes échouent (Louwaars, 2002; Howard, 2015; Coomes et coll., 2015; Van Niekerk et Wynberg, 2017; Vasconcelos et coll., 2013; Reisman, 2017) (tableau 6.28). <b>Désertification et dégradation des terres</b> : il n'existe pas d'études sur le potentiel mondial (tableaux 6.36 et 6.44). <b>Sécurité alimentaire</b> : Les avantages importants étant donné que les semences locales augmentent la capacité des agriculteurs à relancer et à renforcer les systèmes alimentaires locaux; plusieurs études ont fait état d'aliments plus diversifiés et plus sains dans des régions où les réseaux de souveraineté alimentaire sont solides (Coomes et al., 2015; Bisht et coll., 2018) (tableau 6.52).

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

Gestion des risques de catastrophe	N D		N D	N D	<p><b>Atténuation</b> : Il n'existe aucune étude permettant d'évaluer le potentiel mondial d'atténuation des différentes approches de gestion des risques de catastrophe (DRM) (tableau 6.19). <b>Adaptation</b> : Grande bénéfice due à l'utilisation généralisée de systèmes d'alerte précoce qui atteignent des centaines de millions de personnes (Hillbruner et Moloney, 2012; Mahmud et Prowse, 2012; Birkmann et al. 2015) (tableau 6.28). <b>Désertification et dégradation des terres</b> . Il n'existe aucune étude évaluant le potentiel mondial (tableaux 6.36 et 6.44). <b>Sécurité alimentaire</b>: avantages modérés en aidant les agriculteurs à récolter des récoltes en prévision d'événements météorologiques imminents, ou autrement à prendre des décisions agricoles pour se préparer à des événements indésirables (Fakhruddin et al. 2015; Genesis et al. 2011; Hillbruner et Moloney, 2012) (tableau 6.52).</p>
Instruments de partage des risques			N D		<p><b>Atténuation</b>: <i>impacts variables</i> – faible couverture mondiale dans la littérature, bien que des études menées aux États-Unis suggèrent une légère augmentation des émissions provenant de l'assurance-récolte et probablement des prestations provenant d'autres instruments de partage des risques (Table 6.20). <b>Adaptation</b> : <b>Atténuer</b> les avantages en amortissant et en transférant les risques météorologiques, ce qui permet aux agriculteurs d'économiser le coût des pertes de récolte. Cependant, une assurance trop subventionnée peut saper le rôle du marché dans la tarification des risques et donc déprimer les stratégies d'adaptation plus rapides (Meze-Hausken et al. 2009; Skees et Collier, 2012; Jaworski, 2016) (tableau 6.28). <b>Désertification</b> Les répercussions du partage des risques à l'échelle mondiale n'ont pas été quantifiées (tableau 6.36). <b>Dégradation des terres</b>: les effets <i>variables</i>, car les données probantes suggèrent que l'assurance subventionnée en particulier peut augmenter la production agricole dans les terres marginales, et une réforme de celle-ci entraînerait des avantages (tableau 6.44). <b>Food security</b>: <i>Small to Moderate benefits</i> for food security, car le partage des risques favorise souvent le partage de l'approvisionnement alimentaire (tableau 6.52).</p>

Large positive
  Moderate positive
  Small positive
  Variable

Note: Cell colours correspond to the large, moderate and small categories shown in Table 6.53. ND = no data.

## 6.4. Gestion des interactions et des interconnexions

Après avoir évalué le potentiel de chaque option d'intervention pour contribuer à l'atténuation, à l'adaptation, à la désertification, à la dégradation des terres et à la sécurité alimentaire à la section 6.3, la présente section évalue la faisabilité de chaque option d'intervention en ce qui concerne le coût, les obstacles et les questions de saturation et de réversibilité (section 6.4.1), avant d'évaluer la sensibilité des options d'intervention pour le changement climatique futur (section 6.4.2) et l'examen de la contribution de chaque option de réponse aux services écosystémiques (classés selon la contribution de la nature aux personnes (IPBES 2018) et au développement durable (évalué par rapport aux ODD des Nations Unies) (6.4.3). La section 6.4.4 examine les possibilités de mise en œuvre d'options d'intervention intégrées, en ouvrant la voie aux politiques potentielles examinées au chapitre 7, avant que les conséquences d'une action retardée ne soient évaluées à la section 6.4.5.

### 6.4.1 Fiabilité des options d'analyse intégrées avec un respect des coûts, des obstacles, de la saturation et de la réversibilité

Pour chacune des options d'intervention, les tableaux 6.62 à 6.69 résument la faisabilité en ce qui concerne la saturation, la réversibilité et le coût, les obstacles technologiques, institutionnels, socioculturels et environnementaux et géophysiques (les mêmes catégories de barrières utilisées dans SR15).

De nombreuses options de gestion des terres sont confrontées à des problèmes de saturation et de réversibilité; toutefois, celles-ci ne sont pas préoccupantes pour la chaîne de valeur et les options de gestion des risques. La réversibilité est un problème pour toutes les options qui augmentent le stock de carbone terrestre, que ce soit par une augmentation du carbone dans le sol ou par des changements dans la couverture terrestre (p. ex., reboisement, boisement), car les changements futurs du climat ou de la couverture terrestre pourraient entraîner une réduction du stockage du carbone (Smith, 2013). De plus, les avantages des options qui améliorent la gestion des terres (p. ex., une meilleure gestion des terres cultivées, une meilleure gestion du pâturage) cesseront si la pratique est arrêtée, ce qui annulera tout avantage potentiel.

Le coût des options d'intervention varie considérablement, certaines options ayant des coûts relativement faibles (par exemple, le coût de l'agroforesterie est inférieur à 10 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup>) tandis que d'autres ont des coûts beaucoup plus élevés (par exemple, le coût de la BECSC pourrait atteindre 250 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup>). Outre les coûts, d'autres obstacles économiques peuvent empêcher la mise en œuvre; par exemple, l'agroforesterie est une option peu coûteuse (Smith et al. 2014), mais le manque de soutien financier fiable pourrait constituer un obstacle (Hernandez-Morcillo et al. 2018). En outre, il existe un certain nombre de raisons pour lesquelles même les options gratuites ne sont pas adoptées,

notamment l'aversion au risque, le manque d'informations, la structure du marché, les externalités et les politiques (Jaffe 2019).

Certaines des options d'intervention présentent des obstacles technologiques qui peuvent limiter leur application à grande échelle à court terme. Par exemple, la BECSC n'a été mise en œuvre que dans des installations de démonstration à petite échelle (Kemper 2015); Il existe des défis liés à la mise à l'échelle de ces options aux niveaux abordés dans ce chapitre.

De nombreuses options d'intervention présentent des obstacles institutionnels et socioculturels. Les obstacles institutionnels comprennent la gouvernance, les incitations financières et les ressources financières. Par exemple, la gestion des chaînes d'approvisionnement comprend des défis liés à la volonté politique au sein des régimes commerciaux, aux politiques de laissez-faire économique qui découragent les interventions sur les marchés et aux difficultés de coordination entre les secteurs économiques (Poulton et al. 2006; Cohen et al. 2009; Gilbert, 2012). La mise en œuvre d'autres options, par exemple la BECSC, est limitée par l'absence d'incitations financières.

Des options telles que le changement alimentaire se heurtent à des obstacles socioculturels; Bien que les régimes alimentaires aient changé dans le passé, ils sont profondément ancrés dans la culture et le changement de comportement est extrêmement difficile à effectuer, même lorsque les avantages pour la santé sont bien connus (Macdiarmid et al. 2018). Pour certaines options, la barrière spécifique dépend de la région. Par exemple, les obstacles à la réduction du gaspillage alimentaire dans les pays industrialisés comprennent les inconvénients, le manque d'incitations financières, le manque d'awareness publique et la faible hiérarchisation (Kummu et al. 2012; Graham-Rowe et coll. 2014). Les obstacles dans les pays en développement comprennent la fiabilité des réseaux de transport, la fiabilité du marché, l'éducation, la technologie, la capacité et l'infrastructure (Kummu et al. 2012).

Table 6.62 | La responsabilité de la gestion des terres et les options en matière d'agriculture, compte tenu des coûts, des obstacles technologiques, institutionnels, socioculturels, environnementaux et géophysiques, ainsi que de la saturation et de la réversibilité. Voir aussi l'annexe.

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Increased food productivity	Not important	A concern	Low cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Biophysical:</b> Only if limited by climatic and environmental factors. (Barnes and Thomson 2014; Martin et al. 2015a; Olesen and Bindi 2002; Pretty and Bharucha 2014; Schut et al. 2016.)
Improved cropland management	A concern	A concern	Medium cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., poor sustainability frameworks). (Bryan et al. 2009; Bustamante et al. 2014; Madlener et al. 2006; Reichardt et al. 2009; Roesch-McNally et al. 2017; Singh and Verma 2007; Smith et al. 2008, 2014.)
Improved grazing land management	A concern	A concern	Low cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., need for extension services). (Herrero et al. 2016; McKinsey and Company 2009; Ndoro et al. 2014; Singh and Verma 2007; Smith et al. 2008, 2015.)
Improved livestock management	Not important	A concern	Low cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Economic:</b> Improved productivity is cost negative, but others (e.g., dietary additives) are expensive. <b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., need for extension services). (Beauchemin et al. 2008; Herrero et al. 2016; McKinsey and Company 2009; Rojas-Downing et al. 2017; Smith et al. 2008; Thornton et al. 2009; Ndoro et al. 2014.)
Agroforestry	A concern	A concern	Low cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Economic:</b> Low cost but may lack reliable financial support. <b>Institutional:</b> only in some regions (e.g., seed availability). (Lillesø et al. 2011; Meijer et al. 2015; Silleshi et al. 2008; Smith et al. 2007, 2014.)
Agricultural diversification	Not important	A concern	Low cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	More support from extension services, access to inputs and markets, economic incentives for producing a certain crop or livestock product, research and investments focused on adapted varieties and climatic resilient systems, a combination of agricultural and non-agricultural activities (e.g., off-farm jobs) are all important interventions aimed at overcoming barriers to agricultural diversification: (Ahmed and Stepp 2016; Barnes et al. 2015; Barnett and Palutikof 2015; Martin and Lorenzen 2016; Roesch-McNally et al. 2016; Waha et al. 2018.)
Reduced grassland conversion to cropland	A concern	A concern	Low cost	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Economic:</b> Avoiding conversion is low cost, but there may be significant opportunity costs associated with foregone production of crops. <b>Institutional:</b> only in some regions (e.g., poor governance to prevent conversion.)
Integrated water management	Not important	A concern	Low cost	Medium current feasibility (moderate barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	High current feasibility (no barriers)	<b>Institutional:</b> Effective implementation is dependent on the adoption of a combination of 'hard', infrastructural, and 'soft' institutional measures. <b>Socio-cultural:</b> Education can be a barrier and some strategies (e.g., site-specific water management, drip irrigation) can be expensive. Cultural/behavioural barriers are likely to be small. (Dresner et al. 2015; Erwin 2009; Lotze et al. 2006; Thornton et al. 2009.)

Saturation and reversibility

- Not important
- A concern

Cost

- Low cost (<10 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> or <20 USD ha<sup>-1</sup>)
- Medium cost (10–100 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> or <20–200 USD ha<sup>-1</sup>)
- High cost (>100 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> or >200 USD ha<sup>-1</sup>)

Technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers

- High current feasibility (no barriers)
- Medium current feasibility (moderate barriers)
- Low current feasibility (large barriers)
- Variable barriers

Note: The cost thresholds in USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> are from Griscom et al. (2017); thresholds in USD ha<sup>-1</sup> are chosen to be comparable, but precise conversions will depend on the response option.

**Table 6.63 | Feasibility of land management response options in forests, considering cost, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.**

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Forest management	Orange	Orange	Orange	White	Orange	Orange	White	Seidl et al. 2014
Reduced deforestation and forest degradation	Blue	Blue	Orange	White	Orange	Orange	White	<b>Economic:</b> Requires transaction and administration costs Busch and Engelmann 2017; Kindermann et al. 2008; Overmars et al. 2014
Reforestation and forest restoration	Orange	Orange	Orange	White	Orange	Orange	White	Strengers et al. 2008
Afforestation	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	Medugu et al. 2010; Kreidenweis et al. 2016

Note: See note for Table 6.62.

**Table 6.64 | Feasibility of land management response options for soils, considering cost, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.**

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Increased soil organic carbon content	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	<b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., lack of institutional capacity). (Smith et al. 2008; McKinsey and Company 2009; Baveye et al. 2018; Bustamante et al. 2014; Reichardt et al. 2009; Smith 2004; Smith et al. 2007; Wollenberg et al. 2016).
Reduced soil erosion	Blue	Blue	Orange	White	Orange	Orange	White	Haregeweyn et al. 2015
Reduced soil salinisation	Blue	Blue	Orange	White	Orange	Orange	White	Barriers depend on how salinisation and sodification are implemented. (Bhattacharyya et al. 2015; CGIAR 2016; Dagar et al. 2016; Evans and Sadler 2008; Greene et al. 2016; Machado and Serralheiro 2017.)
Reduced soil compaction	Blue	Blue	Blue	White	White	Orange	Orange	Antille et al. 2016; Chamen et al. 2015
Biochar addition to soil	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	Saturation and reversibility issues lower than for soil organic carbon. <b>Economic:</b> In general, biochar has high costs. However, a small amount of biochar potential could be available at negative cost, and some at low cost, depending on markets for the biochar as a soil amendment. <b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., lack of quality standards). (Dickinson et al. 2014; Guo et al. 2016; Meyer et al. 2011; Shackley et al. 2011; Woolf et al. 2010) (Chapter 4.)

Saturation and reversibility

- Blue: Not important
- Orange: A concern

Cost

- Blue: Low cost (<10 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> or <20 USD ha<sup>-1</sup>)
- Orange: Medium cost (10–100 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> or <20–200 USD ha<sup>-1</sup>)
- Yellow: High cost (>100 USD tCO<sub>2</sub>e<sup>-1</sup> or >200 USD ha<sup>-1</sup>)

Technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers

- Blue: High current feasibility (no barriers)
- Orange: Medium current feasibility (moderate barriers)
- Yellow: Low current feasibility (large barriers)
- Grey: Variable barriers

Note: See note for Table 6.62.

**Table 6.65 | Feasibility of land management response options in any/other ecosystems, considering cost, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.**

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Fire management	Blue	Blue	Blue	Orange	Orange	Orange	Orange	<b>Economic:</b> The cost of its implementation is moderate, since it requires constant maintenance, and can be excessive for some local communities. (Freeman et al. 2017; Hurteau et al. 2014; North et al. 2015.)
Reduced landslides and natural hazards	Blue	Blue	White	Orange	White	Orange	Orange	Gill and Malamud 2017; Maes et al. 2017; Noble et al. 2014
Reduced pollution including acidification	Blue	Blue	White	Orange	Orange	Orange	Orange	Begum et al. 2011; Shah et al. 2018; Yamineva and Romppanen 2017; WMO 2015
Management of invasive species/ encroachment	Blue	Blue	Orange	White	Orange	Grey	Orange	<b>Technological:</b> In the case of natural enemies. <b>Socio-cultural:</b> Education can be a barrier, where populations are unaware of the damage caused by the invasive species, but cultural/ behavioural barriers are likely to be small. <b>Institutional:</b> Where agricultural extension and advice services are poorly developed. <b>Source:</b> Dresner et al. 2015
Restoration and reduced conversion of coastal wetlands	Orange	Orange	White	White	Orange	Grey	Orange	<b>Economic:</b> Can be cost-effective at scale. <b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., poor governance of wetland use). <b>Socio-cultural:</b> Educational barriers (e.g., lack of knowledge of impact of wetland conversion), though cultural/behavioural barriers are likely to be small. (Erwin 2009; Lotze et al. 2006.)
Restoration and reduced conversion of peatlands	Orange	Orange	Blue	White	Orange	Grey	Orange	<b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., lack of inputs). (Bonn et al. 2014; Worrall et al. 2009.)
Biodiversity conservation	Blue	Blue	Orange	White	Blue	Blue	White	<b>Economic:</b> While protected areas and other forms of biodiversity conservation can be cost-effective, they are often underfunded relative to needs. <b>Institutional:</b> There have been challenges in getting systematic conservation planning to happen, due to institutional fragmentation and overlapping mandates. <b>Socio-cultural:</b> Despite the fact that biodiversity conservation may provide co-benefits, such as water or carbon protection, local populations often have had social and cultural conflicts with protected areas and other forms of exclusionary biodiversity conservation that are imposed in a top-down fashion or which restrict livelihood options. (Emerton et al. 2006; Hill et al. 2015; Langford et al. 2011; Larsen et al. 2012; Schleicher 2018; Wei et al. 2018; Wilkie et al. 2001.)

Note: See note for Table 6.62.

**Table 6.66 | Feasibility of land management response options specifically for carbon dioxide removal (CDR), considering cost, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.**

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Enhanced weathering of minerals	Blue	Blue	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Permanence not an issue on the decadal timescales. <b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., lack of infrastructure for this new technology). <b>Socio-cultural:</b> Could occur in some regions, for example, due to minerals lying under undisturbed natural areas where mining might generate public acceptance issues. (Renforth et al. 2012; Smith et al. 2016a; Taylor et al. 2016.)
Bioenergy and BECCS	Blue	Blue	Orange	White	White	White	White	<b>Economic:</b> While most estimates indicate the cost of BECCS as less than 200 USD tCO <sup>-1</sup> , there is significant uncertainty. <b>Technological:</b> While there are a few small BECCS demonstration facilities, BECCS has not been implemented at scale. (IPCC 2018; Chapter 7; Kemper 2015; Sanchez and Kammen 2016; Vaughan and Gough 2016.)

Note: See note for Table 6.62.

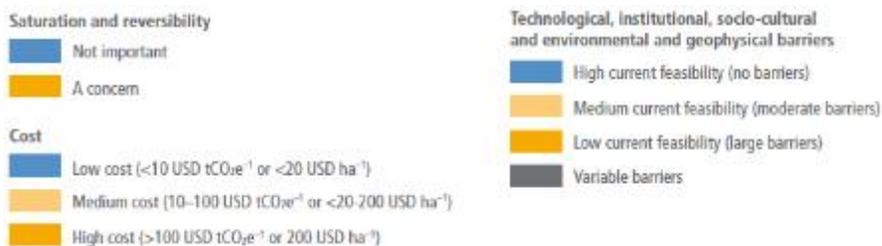
**Table 6.67 | Feasibility of demand management response options, considering economic, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.**

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Dietary change	Blue	Blue	White	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	<b>Institutional:</b> Only in some regions (e.g., poorly developed dietary health advice). (Hearn et al.1998;Lock et al.2005;Macdiarmid et al.2018;Wardle et al.2000).
Reduced post-harvest losses	Blue	Blue	White	Yellow	Yellow	Blue	Blue	
Reduced food waste (consumer or retailer)	Blue	Blue	White	Yellow	Grey	Yellow	White	Specific barriers differ between developed and developing countries. (Diaz-Ruiz et al. 2018; Graham-Rowe et al. 2014; Kummu et al. 2012.)
Material substitution	Blue	Blue	Blue	Yellow	Yellow	Yellow	White	Gustavsson et al. 2006; Ramage et al. 2017

Note: See note for Table 6.62.

**Table 6.68 | Feasibility of supply management response options, considering cost, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.**

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Sustainable sourcing	Blue	Blue	White	Yellow	Yellow	Yellow	Blue	<b>Economic:</b> The cost of certification and sustainable sourcing can lead to higher production costs. <b>Institutional:</b> There are some barriers to adopting sustainable sourcing in terms of getting governments on board with market-based policies. <b>Socio-cultural:</b> Barriers include consumers unfamiliar with sustainably sourced goods. (Capone et al. 2014; Ingram et al. 2016.)
Management of supply chains	Blue	Blue	White	Yellow	Yellow	White	White	<b>Economic:</b> Supply chain management and management of price volatility faces challenges from businesses in terms of economic costs of change. <b>Technological:</b> Barriers like supply chain tracking. <b>Institutional:</b> Barriers like political will against government action in markets. (Cohen et al. 2009; Gilbert 2012; Poulton et al. 2006.)
Enhanced urban food systems	Blue	Blue	White	Blue	Yellow	Grey	Blue	
Improved food processing and retailing	Blue	Blue	White	Yellow	Yellow	Grey	Blue	<b>Economic:</b> The implementation of strategies to improve the efficiency and sustainability of retail and agri-food industries can be expensive. <b>Institutional:</b> Successful implementation is dependent on organisational capacity, the agility and flexibility of business strategies, the strengthening of public-private policies and effectiveness of supply-chain governance.
Improved energy use in food systems	Blue	Blue	White	Yellow	Yellow	Yellow	Blue	Baudron et al. 2015; Vrontzos et al. 2014



Note: See note for Table 6.62.

Table 6.69 | Feasibility of risk management response options, considering cost, technological, institutional, socio-cultural and environmental and geophysical barriers and saturation and reversibility. See also Appendix.

Option d'intervention	Saturation	Réversibilité	Coûts	Technologique	Institutionnel	Socio-culturel	Environnemental et géophysique	Contexte et sources
Management of urban sprawl	Blue	Blue			Orange			There are economic and political forces that benefit from less-regulated urban development. (Tan et al. 2009.)
Livelihood diversification	Blue	Blue				Orange		<b>Economic:</b> Expanded diversification can cost additional financial resources. <b>Socio-cultural:</b> Problems with adoption of new or unfamiliar crops and livelihoods. (Ahmed and Stepp 2016; Berman et al. 2012; Ngigi et al. 2017.)
Use of local seeds	Blue	Blue		Blue	Orange	Light Orange		<b>Economic:</b> Local seeds are highly cost effective, and do not require new technology. <b>Institutional:</b> Barriers from agronomy departments and businesses promoting commercial seeds. <b>Socio-cultural:</b> Preferences for some non-local seed sourced crops. (Reisman 2017; Timmermann and Robaey 2016.)
Disaster risk management	Blue	Blue			Orange			<b>Economic:</b> Disaster risk management (DRM) systems can be initially costly, but usually pay for themselves over time. <b>Institutional:</b> Some barriers in terms of getting initial support behind new systems. (Birkmann et al. 2015; Hallegatte 2012.)
Risk-sharing instruments	Blue	Blue	Orange			Light Orange		There are few barriers to risk-sharing instruments, as they are often low cost and low technology. <b>Socio-cultural:</b> Some barriers to instruments like crop insurance, which some farmers in developing countries are not familiar with. (Goodwin and Smith 2013.)

Note: See note for Table 6.62.

### 6.4.2 Sensibilité des options d'analyse intégrées aux impacts des changements climatiques

Avec l'augmentation continue du réchauffement, il existe des risques pour l'efficacité de certaines des options de réponse en raison des impacts futurs du changement climatique, tels que la variabilité accrue du climat et les événements extrêmes. Bien que bon nombre des options d'intervention puissent aider à accroître la capacité d'offrir des avantages en matière d'adaptation (section 6.3.2), au-delà de certains seuils d'impacts climatiques, elles peuvent être moins efficaces ou de plus en plus risquées. Cela nécessite que certaines options de réponse doivent anticiper ces impacts climatiques dans leur mise en œuvre. Nous décrivons certains de ces impacts ci-dessous.

**Interventions concernant l'agriculture :** L'augmentation de la productivité alimentaire en tant qu'option de réponse est très sensible aux impacts du changement climatique. Le chapitre 5 (section 5.2.3.1) note que les rendements moyens globaux de certaines cultures (maïs et soja) diminuent avec le réchauffement, tandis que d'autres (riz et blé) augmentent avec le réchauffement, jusqu'à un seuil de 3 °C. De même, l'amélioration des options d'intervention en matière de gestion des terres cultivées qui reposent sur la diversification des cultures ou l'amélioration des variétés peut faire face à des défis en matière d'efficacité en raison des baisses de production. L'amélioration de la gestion des pâturages pourrait continuer d'être réalisable à l'avenir en cas de changement climatique dans les régions nordiques, mais elle deviendra probablement plus difficile dans les régions tropicales et en Australie à mesure que les hausses de température réduiront la capacité de charge des terres (Nardone et al., 2010) (section 5.2.3.2). L'amélioration de la gestion du bétail est également confrontée à de nombreux défis, en particulier en ce qui concerne les contraintes sur les animaux dues aux températures, à l'eau et aux maladies; dans l'ensemble, le nombre de têtes de bétail devrait diminuer de 7,5 à 9,6 % d'ici 2050 (Rivera-Ferre et coll., 2016; Boone et al. 2018) (Section 5.2.3.2). Les pasteurs peuvent également être moins susceptibles de mettre en œuvre des mesures améliorées en raison d'autres risques et vulnérabilités liés au changement climatique (Thornton et al. 2009).

L'impact du changement climatique sur l'agroforesterie est plus difficile à modéliser que les cultures individuelles dans les modèles de cultures basés sur les processus, car les systèmes agroforestiers sont beaucoup plus complexes (Luedeling et al. 2014); on ne sait donc pas comment l'efficacité de cette option de réponse pourrait être affectée. Diversification agricole: a été promue en tant que stratégie d'adaptation aux impacts climatiques, étant donné que la diversité est connue pour accroître la résilience des systèmes agricoles et naturels, par exemple en ce qui concerne la résistance à l'augmentation des ravageurs ou des maladies; il peut également fournir des portefeuilles de revenus diversifiés lorsque certaines cultures peuvent devenir sensibles aux événements climatiques (Bradshaw et al. 2004; Lin, 2011). Les exploitations diversifiées devraient augmenter en Afrique d'ici 2060, car les exploitations spécialisées avec des cultures uniques sont

confrontées à des défis liés au changement climatique (Seo 2010). Cependant, on ne sait pas si ces options et avantages de la diversification: ont un seuil de température au-delà duquel elles sont moins efficaces.

La réduction de la conversion des prairies n'est pas susceptible d'être affectée en tant qu'option de réponse en soi, car elle vise à conserver les zones de prairies naturelles, mais ces zones peuvent faire face à des pressions accrues pour la conversion si les agriculteurs subissent des mauvaises récoltes sous l'effet du changement climatique et doivent agrandir les exploitations de la superficie cultivée pour compenser les pertes. Lobell et al. (2013) ont estimé les impacts des décisions d'investissement pour s'adapter aux effets du changement climatique sur les rendements des cultures jusqu'en 2050 et constatent que les terres cultivées augmenteront de plus de 23 % leur superficie (plus de 3 Mkm<sup>2</sup>), principalement en Amérique latine et en Afrique subsaharienne.

La gestion intégrée de l'eau visant à améliorer la disponibilité de l'eau et la fiabilité de l'eau pour la production agricole risque de devenir plus difficile dans les scénarios futurs de déclin de l'eau, qui sont susceptibles d'être inégaux sur le plan régional (sections 2.6 et 6.4.4).

**Intervention concernant la forêt :** La disponibilité de la gestion forestière en tant qu'option d'intervention peut être affectée par les changements induits par le climat, y compris l'augmentation des maladies, des ravageurs et des maladies (Dale et al. 2001; Logan et al. 2003) (Section 4.5.1.2). Ces impacts affecteront également les options de reboisement et d'intervention en matière de boisement. Locatelli et al. (2015 bis) notent que le changement climatique entraînera une inflection: établissement de semis, croissance et mortalité des arbres, et présence d'espèces envahissantes et/ou d'organismes nuisibles; ceux-ci peuvent être tamponnés avec des pratiques sylvicoles modifiées, y compris la sélection des espèces (Pawson et al. 2013). Les changements climatiques peuvent également modifier la capacité du puits pour la séquestration du carbone végétal, réduisant ainsi le potentiel de réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD), au reboisement et au boisement (Bonan, 2008; Malhi et al. 2002).

**Gestion des sols :** Les changements climatiques peuvent modifier la capacité des puits pour la séquestration du carbone dans le sol, réduisant ainsi le potentiel d'augmentation du carbone organique du sol en option. Les changements climatiques prévus peuvent réduire la résilience des sols aux conditions météorologiques extrêmes, aux ravageurs et aux invasions biologiques, aux polluants environnementaux et à d'autres pressions, ce qui rend la réduction de l'érosion des sols et la réduction du compactage des sols en tant qu'options d'intervention plus difficiles à réaliser (Smith et al., 2015). Le changement climatique augmentera probablement la demande d'irrigation dans les zones arides, ce qui peut augmenter les risques de salinisation, diminuant ainsi l'efficacité de cette réponse (Smith et al. 2015). Les ajouts de biochar au sol peuvent être affectés par les changements climatiques futurs, tels que la hausse des températures du sol, mais on sait peu de choses, étant donné que la plupart des recherches

sur le sujet proviennent d'expériences de laboratoire et non in situ sur le terrain. Il existe également de larges estimations de la stabilité et des temps de résidence du biochar tirées de cette littérature (Gurwick et al. 2013).

**Autre gestion des écosystèmes :** La gestion des incendies est susceptible de devenir plus difficile dans un climat changeant; certaines études suggèrent une augmentation de 50 % de l'occurrence des incendies d'ici la fin du siècle dans les forêts circumboréales (Flannigan et al. 2009). Les risques de glissements de terrain sont liés au climat par les précipitations totales, l'intensité des précipitations, la température de l'air et le système météorologique général (Gariano et Guzzetti 2016); ainsi, la réduction des glissements de terrain et des risques naturels en tant qu'option d'intervention sera rendue plus difficile par l'augmentation des tempêtes et la saisonnalité des précipitations prévues dans de nombreuses régions du monde. La réduction de la pollution est probablement moins affectée par le changement climatique et peut continuer à être une option, malgré l'augmentation des températures.

À l'inverse, certaines espèces envahissantes peuvent prospérer sous l'expérience des changements climatiques, comme le déplacement vers de nouvelles régions ou le fait d'être moins sensibles aux protocoles de contrôle (Hellmann et coll., 2008). La conversion des terres humides côtières sera plus difficile à arrêter si la perte de terres productives ailleurs encourage le développement sur ces terres, mais les terres humides côtières s'adapteront probablement à l'augmentation du CO<sub>2</sub> et à l'augmentation du niveau de la mer par l'accumulation de sédiments, ce qui améliorera également leur capacité à agir comme puits de carbone (Duarte et al. 2013). Bien que les tourbières subarctiques soient menacées par le réchauffement, ce ne sont pas les principales tourbières menacées par la conversion agricole (Tarnocai, 2006). Les tourbières, comme celles des tropiques, peuvent être plus vulnérables dans les scénarios plus chauds aux altérations de la nappe phréatique et au risque d'incendie (Gorham, 1991). La conservation de la biodiversité, par exemple par le biais d'aires protégées ou de corridors, peut être menacée par une expansion accrue des terres dans le cadre de l'agriculture dans les scénarios de changement climatique, y compris les terres nouvellement disponibles dans les climats nordiques qui pourraient devenir adaptées à l'agriculture (Gimona et al. 2012), ce qui diminue l'efficacité de cette option d'intervention.

**Élimination du dioxyde de carbone (CDR) :** L'efficacité de l'altération accrue n'est pas susceptible d'être affectée par les changements climatiques futurs. D'autre part, les changements climatiques affecteront la productivité des cultures bioénergétiques (Cronin et al. 2018), influençant le potentiel d'atténuation de la bioénergie et de la BECSC (Calvin et al. 2013; Kyle et coll., 2014). Il existe une incertitude quant au signe et à l'ampleur de l'effet du changement climatique sur les rendements des cultures bioénergétiques. Par conséquent, il existe une incertitude quant à savoir si le changement climatique augmentera ou diminuera le potentiel de la bioénergie et de la BECSC.

**Gestion de la demande des chaînes de valeur :** Pour la plupart

des options de réponse dans la gestion de la demande, les outils ne sont généralement pas rendus plus difficiles par les changements climatiques futurs. Par exemple, les changements alimentaires ne sont pas susceptibles d'être affectés par le changement climatique; en fait, le contraire est plus probable, que les régimes alimentaires changeront en réponse aux impacts du changement climatique, comme en témoignent les prix élevés de certaines céréales et viandes de base, dont la productivité pourrait être réduite (Tigchelaar et al. 2018). Cependant, certains indiquent que la production de fruits et de légumes sera également réduite dans les scénarios futurs, ce qui rendra les régimes alimentaires plus sains potentiellement plus difficiles à atteindre dans certaines régions (Springmann et al. 2016). La réduction des pertes post-récolte et du gaspillage alimentaire peut devenir une option encore plus importante si les contraintes d'eau ou de chaleur liées au changement climatique réduisent les récoltes globales. La substitution des matières comporte des risques liés à la disponibilité des produits s'il y a des baisses de la croissance de la biomasse forestière et autre dans certains scénarios futurs au fil du temps, bien que certaines données indiquent que la biomasse pourrait augmenter à court terme avec un réchauffement limité (Boisvenue et Running, 2006).

**Gestion de l'approvisionnement des chaînes de valeur :** L'approvisionnement durable repose sur la capacité de produire des biens de consommation de manière durable (huile de palme, bois, cacao, etc.), et ceux-ci peuvent être menacés; par exemple, les zones propices à la production de palmiers à huile devraient diminuer de 75 % d'ici 2100 (Paterson et al. 2017). L'amélioration de la gestion des chaînes d'approvisionnement est susceptible de prendre de l'importance en tant qu'outil de gestion de la sécurité alimentaire, étant donné que le changement climatique menace d'entraîner davantage de chocs de production à l'avenir (Baldos et Hertel 2015). Pour améliorer les systèmes alimentaires urbains, les stress climatiques tels que les effets d'îlot de chaleur ou la pénurie accrue d'eau dans les zones urbaines peuvent réduire la viabilité de la production alimentaire dans certains systèmes urbains (da Silva et al. 2012). L'amélioration de la transformation et de la vente au détail des aliments et l'amélioration de l'utilisation de l'énergie dans l'agriculture ne sont pas susceptibles d'être touchées par le changement climatique.

**Gestion des risques :** La plupart des options d'intervention en matière de gestion des risques ne sont pas touchées par les impacts climatiques en soi, bien que les risques accrus auxquels les gens peuvent être confrontés augmenteront le besoin de financement et de soutien pour déployer ces options. Par exemple, la gestion des risques de catastrophe augmentera probablement en importance pour aider les gens à s'adapter aux changements climatiques à long terme (Begum et al., 2014); il est également susceptible de coûter plus cher, car les impacts accrus du changement climatique, tels que l'intensification ou la fréquence des tempêtes, peuvent augmenter. La gestion de l'étalement urbain peut également être remise en question par l'augmentation des migrations provoquée par le changement climatique, car les personnes déplacées par le changement climatique peuvent se déplacer vers des zones urbaines non réglementées (Adamo 2010).

La diversification des moyens de subsistance peut aider à s'adapter aux changements climatiques et n'est pas susceptible d'être limitée en tant qu'option de réponse, car les moyens de subsistance sensibles au climat peuvent être remplacés par d'autres qui le sont moins. L'utilisation de semences locales comme option de réponse efficace peut dépendre des types spécifiques de semences et de cultures utilisées, car certaines peuvent ne pas être de bons choix dans un état de stress thermique et hydrique

accru (Gross et al. 2017). Il est peu probable que les instruments de partage des risques soient touchés par les changements climatiques, à l'exception de l'assurance-indice et de l'assurance-récolte, qui peuvent devenir inabordable si trop de chocs climatiques entraînent des réclamations d'assurance, ce qui diminue la capacité de l'industrie à fournir cet outil (Mills, 2005)

### Cross-Chapitre Encadré 8 | Les services écosystémiques et les contributions de la nature au People, et leur relation avec le système terre-climat

Pamela McElwee (États-Unis d'Amérique), Jagdish Krishnaswamy (Inde), Lindsay Stringer (Royaume-Uni)

Cet encadré transversal décrit les concepts de *services écosystémiques* (SE) et *les contributions de la nature aux personnes* (PCN), ainsi que leur importance pour les interactions terre-climat. Les SE sont devenus un concept utile pour décrire les avantages que les humains tirent des écosystèmes et ont une grande pertinence pour les décisions de gestion durable des terres (GDS) et leurs résultats, tandis que le PCN est une nouvelle approche défendue par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) (expliquée ci-dessous). Il est opportun que ce rapport du SRCCL porte une attention particulière à la SE/PCN, car le précédent Rapport spécial sur l'utilisation des terres, le changement d'utilisation des terres et la foresterie (UTCATF) n'utilisait pas ces concepts et se concentrait principalement sur les flux de carbone dans les interactions terre-climat (GIEC 2000). Le mandat plus large de la SRCCL est de traiter les questions climatiques, mais aussi de dégradation des terres, de désertification et de sécurité alimentaire, qui sont toutes étroitement liées à l'approvisionnement de la SRC/PCN, et la décision et les grandes lignes de la SRCCL demandent explicitement un examen sur les impacts de la désertification et de la dégradation sur les services écosystémiques (par exemple, le carbone des sols et des sols et la biodiversité qui les sous-tend). L'attention portée à la SE/PCN est particulièrement importante dans la discussion des co-avantages, des compromis et des effets secondaires néfastes des options puissantes d'atténuation, de gestion des terres ou d'intervention en matière de sécurité alimentaire, car de nombreuses actions peuvent avoir des impacts positifs sur l'atténuation du changement climatique ou la production alimentaire, mais peut également s'accompagner d'un déclin de l'approvisionnement en SE ou d'un impact négatif sur la biodiversité (section 6.4.3). Cet encadré examine l'importance des concepts ES/PCN, l'évolution des définitions au fil du temps, la poursuite des débats sur l'opérationnalisation et l'utilisation de ces idées. Il conclut en examinant la façon dont les SE et les PCN sont traités dans divers chapitres du présent rapport.

Alors que les premières utilisations du terme « services écosystémiques » sont apparues dans les années 1980 (Lele et al. 2013; Mooney et Ehrlich, 1997), les racines de l'intérêt pour l'ES remontent à la fin des années 1960 et à la crise de l'extinction, craignant que le déclin des espèces n'entraîne la perte d'avantages précieux pour l'humanité (King, 1966; Helliwell, 1969; Westman, 1977). Alors que la préoccupation concernant l'extinction était explicitement liée à la perte de biodiversité, des idées ultérieures au-delà de la biodiversité ont suscité l'intérêt pour les SE, y compris la nature multifonctionnelle des écosystèmes. Un article fondateur de Costanza et al. (1997) a tenté de donner une valeur économique aux stocks mondiaux de SE et de capital naturel sur lesquels l'humanité comptait. L'attention portée à la SE s'est rapidement accrue après l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (AM, 2005), et les liens entre la SE et l'évaluation économique de ces fonctions ont été abordés dans l'étude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB 2009). L'approche ES est de plus en plus utilisée dans les évaluations environnementales mondiales et nationales, y compris l'évaluation nationale des écosystèmes du Royaume-Uni (Watson et al. 2011), et les évaluations régionales et mondiales récentes et en cours organisées par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) (Díaz et al. 2015). L'IPBES a récemment achevé une évaluation sur la dégradation et la restauration des terres qui aborde une série de questions de SE pertinentes pour le rapport SRCCL (IPBES 2018).

L'AM définit l'ES comme « le bénéfice que les écosystèmes procurent aux populations » et identifie quatre grands groupes de SE: les *services de fourniture* tels que la nourriture, l'aide ou le bois; *réguler les services* qui ont des répercussions sur le climat, les maladies ou la qualité de l'eau, entre autres; *les services culturels* qui procurent des avantages récréatifs, esthétiques et spirituels; et des *services de soutien* tels que la formation du sol, la photosynthèse et le cycle des nutriments (MA 2005). L'AM a souligné que les personnes sont des composantes d'écosystèmes engagés dans des interactions dynamiques, et a particulièrement évalué comment les changements dans les SE pourraient avoir un impact sur le bien-être humain, tels que l'accès aux matériaux de base pour la vie (abri, vêtements, énergie); la santé (air pur et eau); les relations sociales (y compris la cohésion communautaire); la sécurité (absence de catastrophes naturelles); et la liberté de choix (la possibilité d'y parvenir) (MA 2005). Lors de la publication de l'AMM, l'intégration de la SE dans les évaluations des changements d'utilisation des terres a considérablement augmenté, y compris des études sur la façon de maximiser l'approvisionnement en SE parallèlement au bien-être humain (Carpenter et al. 2009); comment la production alimentaire intensive pour nourrir des populations croissantes nécessitait l'échange d'un certain

nombre d'ES importantes (Foley et al. 2005); et comment l'inclusion des SE dans les modèles de circulation générale indiquait une vulnérabilité croissante aux changements ou aux pertes de SE dans les scénarios climatiques futurs (Schröter et al. 2005).

À partir de 2015, l'IPBES a introduit un nouveau concept lié à l'ES, celui des contributions de la nature aux personnes (PCN), qui sont définies comme « toutes les contributions, positives et négatives, de la nature vivante (c'est-à-dire la diversité des organismes, des écosystèmes et de leurs processus écologiques et évolutifs associés) à la qualité de vie des personnes » (Díaz et al. 2018). Les PCN sont divisés en NCP régulatrices, NCP non liées et NCP matérielles, une approche différente de celle utilisée par l'AM (voir figure 1). Cependant, l'IPBES a souligné que les PCN sont une façon particulière de penser à l'ES, plutôt qu'un remplacement de l'ES. Il est proposé que le concept de PCN soit un cadre plus large pour engager un plus large éventail de recherches – en particulier des sciences sociales et humaines – et un plus large éventail de valeurs, de l'intrinsèque à l'ensemble relationnel – en particulier ceux détenus par les peuples autochtones et les collectivités locales (Redford et Adams, 2009; Schröter et al. 2014; Pascual et al. 2017; Díaz et al. 2018). Les différences entre les approches MA et IPBES sont visibles dans le tableau 1.

Bien qu'il existe de nombreuses similitudes entre l'ES et le PCN, comme on l'a vu ci-dessus, la décision de l'IPBES d'utiliser le concept de PCN a été controversée, certaines personnes faisant valoir qu'un terme supplémentaire est la superflcation: qu'il associe à tort l'ES à l'évaluation économique; et que le concept de PCN n'est pas utile pour l'adoption des politiques (Braat, 2018; Peterson et al. 2018). D'autres ont fait valoir que l'approche de l'AM est dépassée, ne traite pas explicitement de la biodiversité et confond différents concepts, comme les biens économiques, les fonctions écosystémiques et les avantages généraux (Boyd et Banzhaf 2007). De plus, tant pour les approches ES que PCN, il a été difficile de rendre les processus et les fonctions écologiques complexes susceptibles d'être utilisés et comparés dans des paysages plus larges, différents acteurs politiques et de multiples parties prenantes (de Groot et al. 2002; Naeem et al. 2015; Seppelt et al. 2011).

Il subsiste des systèmes de catégorisation concurrents pour les SE, ainsi que des mesures concurrentes sur la façon dont la plupart des SE pourraient être mesurés (Wallace, 2007; Potschin et Haines-Young 2011; Danley et Widmark 2016; Nahlik et al. 2012). Les implications de ces discussions pour ce rapport du SRCCL sont que de nombreux domaines d'incertitude subsistent en ce qui concerne une grande partie de la mesure et de l'évaluation des SE/PCN, ce qui aura des ramifications pour le choix des options et des politiques d'intervention. Le présent rapport traite de la SE/PCN de plusieurs façons. Les chapitres individuels ont utilisé le terme « ES » dans la plupart des cas, d'autant plus que la prépondérance de la littérature existante utilise la terminologie ES. Par exemple, le chapitre 2 traite des flux de CO<sub>2</sub>, des nutriments et des budgets plus importants en tant que SE importants découlant des interactions terre-climat. Les chapitres 3 et 4 traitent de questions telles que la production de biomasse, l'érosion des sols, la perte de biodiversité et d'autres SE touchées par le changement d'utilisation des terres. Le chapitre 5 traite à la fois des questions relatives à l'ES et au PCN entourant l'approvisionnement et les compromis du système alimentaire.

Au chapitre 6, le concept de PCN est utilisé. Par exemple, les tableaux 6.70 à 6.72, options d'intervention possibles pour faire face au changement climatique, pour lutter contre la dégradation des terres ou la désertification : et pour assurer la sécurité alimentaire, sont recoupés avec les 18 PCN identifiés par Díaz et al. (2018) pour voir où il y a des effets secondaires co-bénéfiques et indésirables. Par exemple, bien que la BECSC puisse permettre d'atténuer le changement climatique, il en résulte un certain nombre d'effets secondaires néfastes qui sont significatifs en ce qui concerne l'approvisionnement en eau, la disponibilité des denrées alimentaires et des aliments pour animaux, et la perte d'identités de soutien si la BECSC est en concurrence avec les utilisations locales des terres d'importance culturelle. Le chapitre 7 comporte la section 7.2.2.2, qui couvre explicitement les risques dus à la perte de biodiversité et d'ES, et le tableau 7.1 qui comprend les réponses politiques aux dangers liés à la terre, au climat et à la société, dont certains sont susceptibles d'accroître le risque de perte de biodiversité et de SE. Une étude de cas sur l'impact des énergies renouvelables sur la biodiversité et les SE est également incluse. Le chapitre 7 note également que, comme il n'y a pas d'objectif de développement durable couvrant la biodiversité d'eau douce et les écosystèmes aquatiques, cette lacune politique peut avoir des conséquences négatives sur l'avenir des rivières et des SE associées. .

Encadré 8, Table 1 | Comparaison des catégories et des types de services écosystémiques (ES) et des contributions de la nature au People (NCP) .

MA category	MA: ES	IPBES category	IPBES: NCP
Services de soutien	Soil formation		
	Nutrient cycling		
	Primary production		
Services de réglementation		<b>Regulating contributions</b>	Habitat creation and maintenance
	Pollination		Pollination and dispersal of seeds and other propagules
	Air-quality regulation		Regulation of air quality
	Climate regulation		Regulation of climate
	Water regulation		Regulation of ocean acidification

	See above		Regulation of freshwater quantity, flow and timing
	Water purification and waste treatment		Regulation of freshwater and coastal water quality
	Erosion regulation		Formation, protection and decontamination of soils and sediments
	Natural hazard regulation		Regulation of hazards and extreme events
	Pest regulation and disease regulation		Regulation of organisms detrimental to humans
<b>Provisioning services</b>	Fresh water	<b>Material contributions</b>	Energy
	Food		Food and feed
	Fibre		Materials and assistance
	Medicinal and biochemical and genetic		Medicinal, biochemical and genetic resources
<b>Cultural services</b>	Aesthetic values	<b>Non-material contributions</b>	Learning and inspiration
	Recreation and ecotourism		Physical and psychological experiences
	Spiritual and religious values		Supporting identities
			Maintenance of options

Sources: MA2005; Díaz et al. 2018.

### 6.4.3 Impacts des options de développement intégré sur les contributions de la nature à la People (PCN) et aux objectifs de développement durable (ODD) des Nations Unies

En plus d'évaluer l'importance de nos options de réponse pour l'atténuation du changement climatique, l'adaptation, la dégradation des terres, la désertification et la sécurité alimentaire, il est également nécessaire de prêter attention aux autres avantages et compromis qui peuvent être associés à ces réponses. L'impact des différentes options sur les progrès vers la réalisation des objectifs de développement durable (ODD) peut être un raccourci utile pour examiner les impacts sociaux de ces options de réponse. De même, l'examen de la façon dont ces options d'intervention augmentent ou diminuent l'offre de services écosystémiques et les contributions de la nature aux populations (PCN) (voir l'encadré 8 du chapitre 6) peut être un raccourci utile pour un impact environnemental plus complet au-delà du climat et des terres. Ces évaluations sont importantes car les options de réponse peuvent conduire à des compromis inattendus avec des objectifs sociaux (ou des co-avantages potentiels) et des impacts sur des indicateurs environnementaux importants tels que la valeur ou la biodiversité. De même, il peut y avoir d'importantes synergies et co-avantages associés à certaines options d'intervention qui peuvent accroître leur rentabilité ou leur attrait. Comme nous le notons à la section 6.4.4, bon nombre de ces synergies ne sont pas automatiques et dépendent d'activités bien mises en œuvre et coordonnées dans des contextes environnementaux appropriés (section 6.4.4.1), ce qui nécessite souvent des conditions institutionnelles et favorables au succès et à la participation de multiples détenteurs de stake (section 6.4.4.3).

Dans les sections et tableaux suivants, nous évaluons chaque option de réponse par rapport à 17 ODD et 18 PCN. Certaines des catégories d'ODD semblent similaires les unes aux autres, telles

que l'ODD 13 sur « l'action climatique » et un PCN intitulé « régulation du climat ». Cependant, l'ODD 13 comprend des cibles pour l'atténuation et l'adaptation, de sorte que les options ont été pesées en fonction de leur utilité pour l'un ou les deux. D'autre part, la « régulation du climat » du PCN n'inclut pas de composante d'adaptation et fait spécifiquement référence aux « effets positifs ou négatifs sur les émissions de GES et aux effets positifs ou négatifs sur les rétroactions biophysiques de la couverture végétale à l'atmosphère, tels que ceux impliquant l'albédo, la rugosité surface, le rayonnement à ondes longues, l'évapotranspiration (y compris le recyclage de l'humidité) et la formation de nuages ou les processus directs et indirects impliquant des composés organiques volatils biogéniques (COVB), et la régulation des aérosols et des précurseurs d'aérosols par les plantes terrestres et le phytoplancton » (Díaz et al. 2018).

Dans tous les tableaux, les couleurs représentent la direction de l'impact : positif (bleu) ou négatif (brun), et l'échelle de l'impact (couleurs sombres pour un impact important et/ou des preuves fortes pour des couleurs claires pour un petit impact et/ou des preuves moins certaines). Les tableaux supplémentaires montrent les valeurs et les références utilisées pour défier le code couleur utilisé dans tous les tableaux. Dans les cas où il n'y a aucune preuve d'une interaction, ou du moins pas de littérature sur de telles interactions, la cellule est laissée vide. Dans les cas où il y a des interactions positives et négatives et où la littérature n'est pas certaine de l'impact global, une note apparaît dans la boîte. Dans tous les cas, bon nombre de ces interactions sont contextuelles, ou la littérature ne fait référence qu'à certains co-bénéficiaires dans des régions ou des écosystèmes spécifiques, de sorte que les lecteurs sont invités à consulter les tableaux supplémentaires pour les mises en garde spécifiques qui peuvent s'appliquer.

#### 6.4.3.1 Impacts des options d'intervention intégrées sur le PCN

Les tableaux 6.70 à 6.72 résument les répercussions des options d'intervention sur l'offre des PCN. Des exemples de synergies

entre les options d'intervention et le PCN comprennent les impacts positifs sur le maintien de l'habitat (PCN 1) d'activités telles que la gestion des espèces envahissantes et la diversification agricole. Pour le processus d'évaluation, nous avons considéré que les PCN concernent les écosystèmes, de conséquent, les options qui peuvent avoir des effets positifs globaux, mais qui ne sont pas fondées sur les écosystèmes ne sont pas incluses; par exemple, l'amélioration du transport et de la distribution des aliments pourrait réduire l'ozone troposphérique et donc améliorer la qualité de l'air, mais il ne s'agit pas d'un NCP basé sur l'écosystème. De même, les mesures d'efficacité énergétique augmenteraient la disponibilité de l'énergie, mais le PCN « énergie » fait spécifiquement référence à l'approvisionnement en combustibles à base de biomasse. Cela signifie nécessairement que les options de gestion des terres ont des effets plus directs sur le PCN que les options de chaîne de valeur ou de gouvernance, qui sont moins axées sur les écosystèmes.

Lors de l'évaluation du PCN, nous avons également essayé d'éviter les effets « indirects » – c'est-à-dire qu'une option de réponse pourrait augmenter le revenu des ménages qui pourrait ensuite être investi dans des actions de sauvegarde de l'habitat, ou un changement alimentaire conduirait à la conservation des zones naturelles, ce qui conduirait alors à une amélioration de la qualité de l'eau. De même, la substitution de matériaux augmenterait la demande de bois, ce qui pourrait à son tour conduire à la déforestation, ce qui pourrait avoir des effets sur la régulation de l'eau. Ceux-ci peuvent tous être considérés comme des impacts indirects sur le PCN, qui n'ont pas été évalués.<sup>5</sup> Au lieu de cela, l'évaluation se concentre autant que possible sur les effets directs uniquement: par exemple, les politiques locales en matière de

semences préservent les races locales locales, qui contribuent directement au « maintien des options génétiques » pour l'avenir. Par conséquent, ce tableau du PCN est une estimation prudente des effets du PCN; il y a beaucoup plus d'effets secondaires, mais ils sont trop difficiles à évaluer, ou la littérature n'est pas encore complète ou concluante.

En outre, de nombreux PCN font des compromis les uns avec les autres (Rodríguez et al., 2006), de sorte que l'approvisionnement de l'un d'entre eux pourrait entraîner une diminution de la disponibilité d'un autre – par exemple, l'utilisation d'écosystèmes pour produire de la bioénergie entraînera une diminution de la disponibilité de l'eau si des plantations mono-cultivées à haute intensité sont utilisées (Gasparatos et al. 2011).

Dans l'ensemble, plusieurs options d'intervention se distinguent par des avantages co-bénéfiques dans 10 PCN ou plus sans incidence négative, notamment : l'amélioration de la gestion des terres cultivées, l'agroforesterie, la gestion des forêts et la restauration des forêts, l'augmentation du contenu organique des sols, la gestion des incendies, la restauration et la conversion évitée des zones humides côtières et l'utilisation de semences locales. D'autres options d'intervention peuvent avoir des points forts dans certains PCN, mais nécessitent des compromis avec d'autres. Par exemple, le reboisement et le boisement apportent de nombreux avantages positifs pour le climat et la qualité supérieure, mais peuvent faire des compromis avec la production alimentaire (tableau 6.70). Plusieurs options d'intervention, notamment l'augmentation de la productivité alimentaire, la bioénergie et la BECSC, ainsi que certains instruments de partage des risques, comme l'assurance-récolte, ont des conséquences négatives importantes sur plusieurs PCN.

<sup>5</sup> L'exception est le PCN 6, la réglementation de l'acidification des océans, qui est en soi un impact indirect. Toute option qui séquestre le CO<sub>2</sub> réduirait la concentration atmosphérique de CO<sub>2</sub>, ce qui augmenterait alors indirectement le pH de la mer. Par conséquent, toute action qui

augmente directement la quantité de carbone séquestré est notée dans cette colonne, mais pas toute action qui évite le changement d'utilisation des terres et, par conséquent, évite indirectement les émissions de CO<sub>2</sub>.

Tableau 6,70 | Impacts sur les contributions de la nature à la People (PCN) d’options d’adhésion intégrées basées sur la gestion des terres.

Integrated response options based on land management	Habitat creation and maintenance	Pollination and dispersal of seeds and other propagules	Regulation of air quality	Regulation of climate	Regulation of ocean acidification	Regulation of freshwater quantity, flow and timing	Regulation of freshwater and coastal water quality	Formation, protection and decontamination of soils and sediments	Regulation of hazards and extreme events	Regulation of organisms detrimental to humans	Energy	Food and feed	Materials and assistance	Medicinal, biochemical and genetic resources	Learning and inspiration	Physical and psychological experiences	Supporting identities	Maintenance of options
Increased food productivity																		
Improved cropland management																		
Improved grazing land management																		
Improved livestock management																		
Agroforestry																		
Agricultural diversification																		
Avoidance of conversion																		
Integrated water management													+ or					
Forest management									+ or				+ or					
Reduced deforestation																		
Reforestation									+ or									
Afforestation								+ or	+ or									
Increased soil organic carbon																		
Reduced soil erosion																		
Reduced soil salinisation																		
Reduced soil compaction																		
Biochar addition to soil																		
Fire management																		
Reduced landslide																		
Reduced pollution																		
Management of invasive																		
Restoration and avoided conversion																		
Restoration and avoided																		
Biodiversity conservation																		
Enhanced weathering of minerals																		
Bioenergy and BECCS <sup>6</sup>																		

<sup>6</sup> Note that this refers to large areas of bioenergy crops capable of producing large mitigation benefits (>3 GtCO<sub>2</sub>yr<sup>-1</sup>). The effect of bioenergy and BECCS on NCPs is scale and context dependent (see Cross-Chapter Box 7 in Chapter 6 and Section 6.3).

Tableau 6.71 | Impacts sur le PCN des options d'intervention intégrées basées sur la gestion de la chaîne de valeur

Integrated response options based on value chain management	Habitat creation and maintenance	Pollination and dispersal of seeds and other propagules	Regulation of air quality	Regulation of climate	Regulation of ocean acidification	Regulation of freshwater quantity, flow and timing	Regulation of freshwater and coastal water quality	Formation, protection and decontamination of soils and sediments	Regulation of hazards and extreme events	Regulation of organisms detrimental to humans	Energy	Food and feed	Materials and assistance	Medicinal, biochemical and genetic resources	Learning and inspiration	Physical and psychological experiences	Supporting identities	Maintenance of options
Dietary change	Medium positive impacts, some evidence			Medium positive impacts, some evidence		Small positive impacts or low evidence						Large positive impacts, strong evidence						
Reduced post-harvest losses	Medium positive impacts, some evidence			Medium positive impacts, some evidence		Small positive impacts or low evidence				Medium positive impacts, some evidence		Large positive impacts, strong evidence						
Reduced food waste (consumer or retailer)	Medium positive impacts, some evidence			Medium positive impacts, some evidence		Small positive impacts or low evidence						Large positive impacts, strong evidence						
Material substitution	Low negative impacts or low evidence			Small positive impacts or low evidence									Medium positive impacts, some evidence					
Sustainable sourcing				Medium positive impacts, some evidence		Small positive impacts or low evidence					Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence	Small positive impacts or low evidence				
Management of supply chains												Medium positive impacts, some evidence	Small positive impacts or low evidence					
Enhanced urban food systems	Low negative impacts or low evidence			Small positive impacts or low evidence								Large positive impacts, strong evidence				Small positive impacts or low evidence	Low negative impacts or low evidence	Low negative impacts or low evidence
Improved food processing and retail																		
Improved energy use in food systems																		

Tableau 6.72 | Répercussions sur le PCN des options d'intervention intégrée fondées sur la gestion des risques.

Integrated response options based on risk management	Habitat creation and maintenance	Pollination and dispersal of seeds and other propagules	Regulation of air quality	Regulation of climate	Regulation of ocean acidification	Regulation of freshwater quantity, flow and timing	Regulation of freshwater and coastal water quality	Formation, protection and decontamination of soils and sediments	Regulation of hazards and extreme events	Regulation of organisms detrimental to humans	Energy	Food and feed	Materials and assistance	Medicinal, biochemical and genetic resources	Learning and inspiration	Physical and psychological experiences	Supporting identities	Maintenance of options
Management of urban sprawl	Medium positive impacts, some evidence	Low negative impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence		Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence			Medium positive impacts, some evidence						
Livelihood diversification												Small positive impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence					
Use of local seeds	Low negative impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence						Medium positive impacts, some evidence		Large positive impacts, strong evidence		Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence		Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence
Disaster risk management									Medium positive impacts, some evidence			Medium positive impacts, some evidence						
Risk-sharing instruments	Low negative impacts or low evidence	Low negative impacts or low evidence		Low negative impacts or low evidence			Low negative impacts or low evidence	Medium negative impacts, medium evidence		Low negative impacts or low evidence		Medium positive impacts, some evidence						Low negative impacts or low evidence

Large positive impacts, strong evidence
  Small positive impacts or low evidence
  Medium negative impacts, medium evidence

Medium positive impacts, some evidence
  Low negative impacts or low evidence
  Large negative impacts, high evidence

### 6.4.3.2 Impacts des options d'intervention intégrée sur les ODD des Nations Unies

Les tableaux 6.73 à 6.75 résument l'impact des options de réponse intégrée sur les ODD de l'ONU. Certaines des synergies entre les options de réponse et les ODD dans la littérature incluent les impacts positifs sur l'éradication de la pauvreté (ODD 1) d'activités telles que l'amélioration de la gestion des ressources ou la gestion des chaînes d'approvisionnement, ou les impacts positifs sur le genre (ODD 5) de la diversification des moyens de subsistance ou de l'utilisation de semences locales. Étant donné que de nombreuses options de gestion des terres ne produisent que des effets indirects ou peu clairs sur les ODD, nous ne les avons pas incluses là où il n'y avait pas de littérature. Par conséquent, la chaîne de valeur et les options de gouvernance semblent offrir des avantages plus directs pour les ODD.

Cependant, il est noté que certains ODD sont difficiles à évaluer en interne parce qu'ils contiennent de nombreuses cibles, qui ne pourraient pas toutes être évaluées (par exemple, l'ODD 17 concerne les partenariats, mais a des cibles allant de l'aide étrangère à la restructuration de la dette, du transfert de technologie à l'ouverture commerciale). En outre, il est noté que certains ODD se contredisent – par exemple, l'ODD 9 pour accroître l'industrialisation et les infrastructures et l'ODD 15 pour améliorer la vie sur terre. Une plus grande industrialisation est susceptible d'entraîner une augmentation de la demande de ressources avec des effets négatifs sur les habitats. Par conséquent, une association positive sur une mesure des ODD peut être directement corrélée à une mesure négative sur une autre, et le tableau doit être lu avec prudence pour cette raison. Les mises en garde spécifiques sur chacune de ces interactions se trouvent dans les tableaux de matériaux supplémentaires de l'annexe du chapitre 6.

Dans l'ensemble, plusieurs options de réponse ont des co-avantages dans 10 ODD ou plus sans effets secondaires indésirables sur aucun ODD: augmentation de la production alimentaire, amélioration de la gestion des pâturages, agroforesterie,

la gestion intégrée de l'eau, la réduction des pertes après récolte, l'approvisionnement durable, la diversification des moyens de subsistance et la gestion des risques de catastrophe. D'autres options de réponse peuvent avoir des points forts dans certains ODD, mais nécessitent des compromis avec d'autres. Par exemple, l'utilisation de semences locales apporte de nombreux avantages positifs pour la réduction de la pauvreté et de la faim, mais peut réduire le commerce international (ODD 17). D'autres options de réponse telles que l'amélioration des systèmes alimentaires urbains, la gestion de l'étalement urbain ou la gestion des chaînes d'approvisionnement sont généralement positives pour de nombreux ODD, mais peuvent faire des compromis avec un seul, comme l'eau potable (ODD 6) ou le travail décent (ODD 8), car ils peuvent augmenter la consommation d'eau ou ralentir la croissance économique. Plusieurs options de réponse, notamment l'évitement de la conversion des prairies, la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts, le reboisement et le boisement, le biochar, la restauration et la conversion évitée des tourbières et des côtes, ont des compromis à faire entre

plusieurs ODD, principalement car elles donnent la priorité à la santé des terres plutôt qu'à la production alimentaire et à l'éradication de la pauvreté. Plusieurs options de réponse telles que la bioénergie et la BECSC et certains instruments de partage des risques, tels que l'assurance-récolte, se négocient par rapport à de multiples ODD avec des conséquences négatives potentiellement importantes.

Dans l'ensemble, dans toutes les catégories d'ODD et de PCN; 17 des 40 options offrent des avantages co-bénéfiques ou aucun effet secondaire indésirable pour toute la gamme des PCN et des ODD. Il comprend la plupart des options de gestion des terres basées sur l'agriculture et le sol, de nombreuses options de gestion des terres basées sur les écosystèmes, la gestion des forêts, la réduction des pertes post-récolte, l'approvisionnement durable, l'amélioration de l'utilisation de l'énergie dans les systèmes alimentaires et la diversification des moyens de subsistance. Seules trois options (le boisement, la bioénergie et la BECSC et certains types d'instruments de partage des risques, tels que l'assurance-récolte) ont des effets secondaires potentiellement négatifs pour cinq PCN ou ODD ou plus.

Table 6,73 | Impacts des options de recherche intégrées basées sur la gestion des terres sur les ODD de l'ONU.

Integrated response options based on land management	GOAL 1: No poverty	GOAL 2: Zero hunger	GOAL 3: Good health and well-being	GOAL 4: Quality education	GOAL 5: Gender equality	GOAL 6: Clean water and sanitation	GOAL 7: Affordable and clean energy	GOAL 8: Decent work and economic growth	GOAL 9: Industry, innovation and infrastructure	GOAL 10: Reduced inequality	GOAL 11: Sustainable cities and communities	GOAL 12: Responsible consumption and production	GOAL 13: Climate action	GOAL 14: Life below water	GOAL 15: Life on land	GOAL 16: Peace, justice and strong institutions	GOAL 17: Partnerships to achieve the goals
Increased food productivity																	
Improved cropland management																	
Improved grazing land management																	
Improved livestock management																	
Agroforestry																	
Agricultural diversification																	
Avoidance of conversion of grassland to cropland																	
Integrated water management																	
Forest management and forest restoration																	
Reduced deforestation and forest degradation	+ or -																
Reforestation	+ or -																
Afforestation																	
Increased soil organic carbon content																	
Reduced soil erosion																	
Reduced soil salinisation																	
Reduced soil compaction																	
Biochar addition to soil																	
Fire management																	
Reduced landslides and natural hazards																	
Reduced pollution, including acidification																	
Management of invasive species/encroachment																	
Restoration and avoided conversion of coastal wetlands	+ or -	+ or -															
Restoration and avoided conversion of peatlands																	
Biodiversity conservation																	
Enhanced weathering of minerals																	
Bioenergy and BECSC <sup>10</sup>	+ or -		+ or -														



<sup>10</sup> Note that this refers to large areas of bioenergy crops capable of producing large mitigation benefits (>3 GtCO<sub>2</sub> yr<sup>-1</sup>). The effect of bioenergy and

BECSC on SDGs is scale and context dependent (see Cross-Chapter Box 7 in Chapter 6 and Section 6.3).

Table 6.74 | Impacts of integrated response options based on value chain interventions on the UN SDGs.

Integrated response options based on value chain management	GOAL 1: No poverty	GOAL 2: Zero hunger	GOAL 3: Good health and well-being	GOAL 4: Quality education	GOAL 5: Gender equality	GOAL 6: Clean water and sanitation	GOAL 7: Affordable and clean energy	GOAL 8: Decent work and economic growth	GOAL 9: Industry, innovation and infrastructure	GOAL 10: Reduced inequality	GOAL 11: Sustainable cities and communities	GOAL 12: Responsible consumption and production	GOAL 13: Climate action	GOAL 14: Life below water	GOAL 15: Life on land	GOAL 16: Peace, justice and strong institutions	GOAL 17: Partnerships to achieve the goals
Dietary change	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence			Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence		Large positive impacts, strong evidence		Large positive impacts, strong evidence			Large positive impacts, strong evidence		
Reduced post-harvest losses	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence								Large positive impacts, strong evidence							
Reduced food waste (consumer)			Low negative impacts or low evidence		Low negative impacts or low evidence	Large positive impacts, strong evidence					Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence		Large positive impacts, strong evidence		
Material substitution						Small positive impacts or low evidence	Large positive impacts, strong evidence		Medium negative impacts, medium evidence		Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence			Low negative impacts or low evidence		
Sustainable sourcing	Large positive impacts, strong evidence		Small positive impacts or low evidence			Small positive impacts or low evidence		Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence			Small positive impacts or low evidence			Medium positive impacts, some evidence		
Management of supply chains	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Small positive impacts or low evidence	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence		Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence		Medium positive impacts, some evidence		
Enhanced urban food systems	Small positive impacts or low evidence	Large positive impacts, strong evidence		Small positive impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence		Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence		Small positive impacts or low evidence	Large positive impacts, strong evidence	
Improved food processing and retail	Small positive impacts or low evidence				Low negative impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence		Small positive impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence					Small positive impacts or low evidence
Improved energy use in food systems																	



Table 6.75 | Impacts of integrated response options based on risk management on the UN SDGs.

Integrated response options based on risk management	GOAL 1: No poverty	GOAL 2: Zero hunger	GOAL 3: Good health and well-being	GOAL 4: Quality education	GOAL 5: Gender equality	GOAL 6: Clean water and sanitation	GOAL 7: Affordable and clean energy	GOAL 8: Decent work and economic growth	GOAL 9: Industry, innovation and infrastructure	GOAL 10: Reduced inequality	GOAL 11: Sustainable cities and communities	GOAL 12: Responsible consumption and production	GOAL 13: Climate action	GOAL 14: Life below water	GOAL 15: Life on land	GOAL 16: Peace, justice and strong institutions	GOAL 17: Partnerships to achieve the goals
Management of urban sprawl	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence			Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Low negative impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence		Large positive impacts, strong evidence	Small positive impacts or low evidence	
Livelihood diversification	Large positive impacts, strong evidence		Medium positive impacts, some evidence		Medium positive impacts, some evidence		Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence			Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence		Medium positive impacts, some evidence		
Use of local seeds	Large positive impacts, strong evidence	Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence		Medium positive impacts, some evidence	Small positive impacts or low evidence		Medium positive impacts, some evidence			Small positive impacts or low evidence	Large positive impacts, strong evidence	Small positive impacts or low evidence		Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence	Low negative impacts or low evidence
Disaster risk management	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence		Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence		Large positive impacts, strong evidence	Medium positive impacts, some evidence		Medium positive impacts, some evidence	Medium positive impacts, some evidence	Large positive impacts, strong evidence	Small positive impacts or low evidence
Risk-sharing instruments	Small positive impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence	Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence	Small positive impacts or low evidence	Medium positive impacts, some evidence		Medium positive impacts, some evidence				+ or	Low negative impacts or low evidence	Low negative impacts or low evidence	Low negative impacts or low evidence		Low negative impacts or low evidence



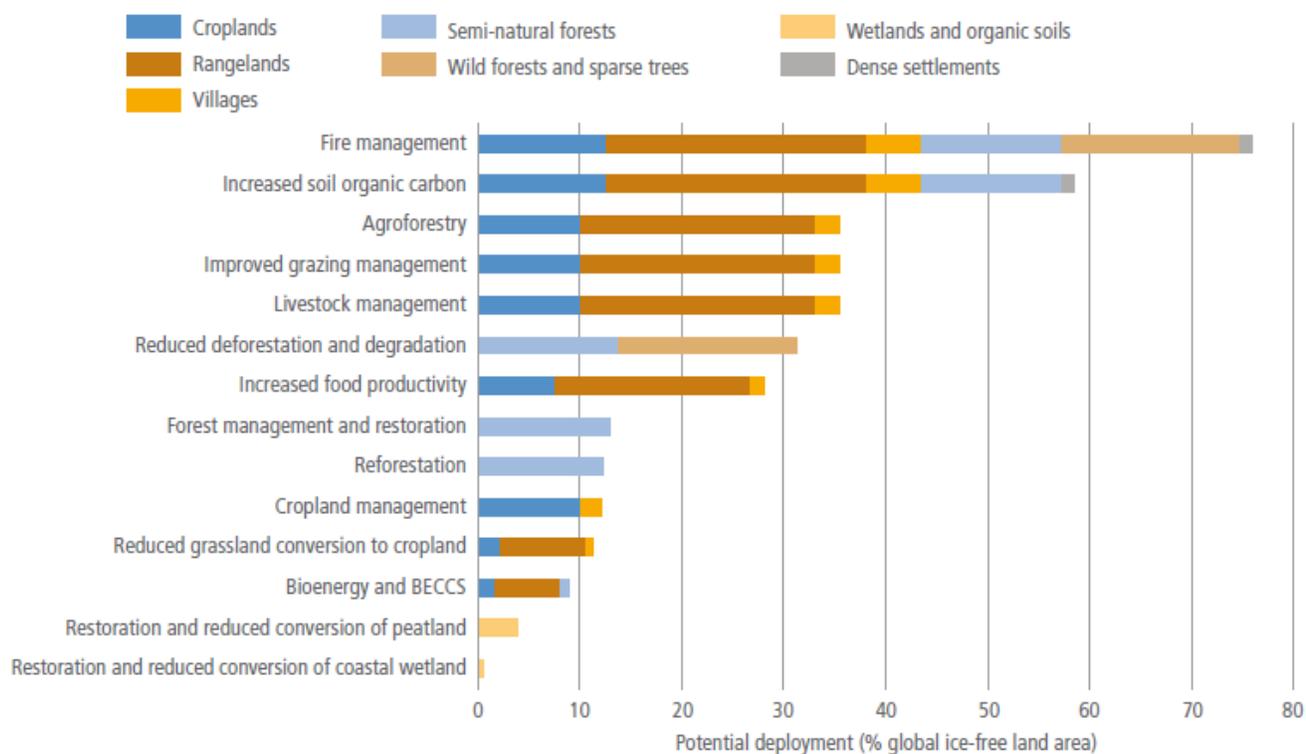
### 6.4.4 Possibilités de mise en œuvre d'options d'analyse intégrées

#### 6.4.4.1 Où les options de réponse peuvent-elles être appliquées?

Comme le montre la section 6.1.3, une grande partie de la superficie des terres est exposée à des défis fonciers qui se chevauchent, en particulier dans les villages, les terres cultivées et les parcours. Le déploiement de réponses en matière de gestion des terres peut s'accompagner d'une exposition locale aux défis

fonciers. Par exemple, avec des terres cultivées exposées à une combinaison de défis liés à la dégradation des terres, à l'insécurité alimentaire et à l'adaptation au changement climatique, maximiser les co-avantages des réponses de gestion des terres nécessiterait de sélectionner des réponses n'ayant que des co-avantages pour ces trois défis qui se chevauchent, ainsi que pour l'atténuation du changement climatique, qui est un défi mondial. Sur la base de ces critères, la figure 6.6 montre la zone de déploiement potentielle des réponses de gestion des terres dans tous les types d'utilisation des terres (ou anthromes).

**Figure 6.6 | Zone de déploiement potentiel des réponses de gestion des terres (voir tableau 6.1) dans tous les types d'utilisation des terres (ou anthromes, voir la section 6.3), lors de la sélection des réponses n'ayant que des avantages pour les défis locaux et pour l'atténuation des changements climatiques et sans effets secondaires négatifs importants sur la sécurité alimentaire mondiale. Voir la figure 6.2 pour les critères utilisés pour cartographier les défis considérés (désertification, dégradation des terres, adaptation au changement climatique, sous-assurance chronique, biodiversité, stress des eaux souterraines et qualité de l'eau). Aucune option d'intervention n'a été identifiée pour les terres stériles.**



Les réponses en matière de gestion des terres ayant des avantages communs à l'ensemble des défis, y compris l'atténuation des changements climatiques, pourraient être déployées entre un type d'utilisation des terres (zones humides côtières, tourbières, gestion et restauration des forêts, reboisement) et fi (augmentation du carbone organique du sol) ou six types d'utilisation des terres (gestion fi) (figure 6.6). La gestion des incendies et l'augmentation du carbone organique du sol ont un grand potentiel puisqu'ils pourraient être déployés avec des effets principalement co-bénéfiques et peu d'effets néfastes sur 76% et 58% de la superficie terrestre libre de glace. En revanche, d'autres réponses ont un potentiel limité en fonction de la superficie en raison de contraintes biophysiques (p. ex., étendue limitée des sols organiques et

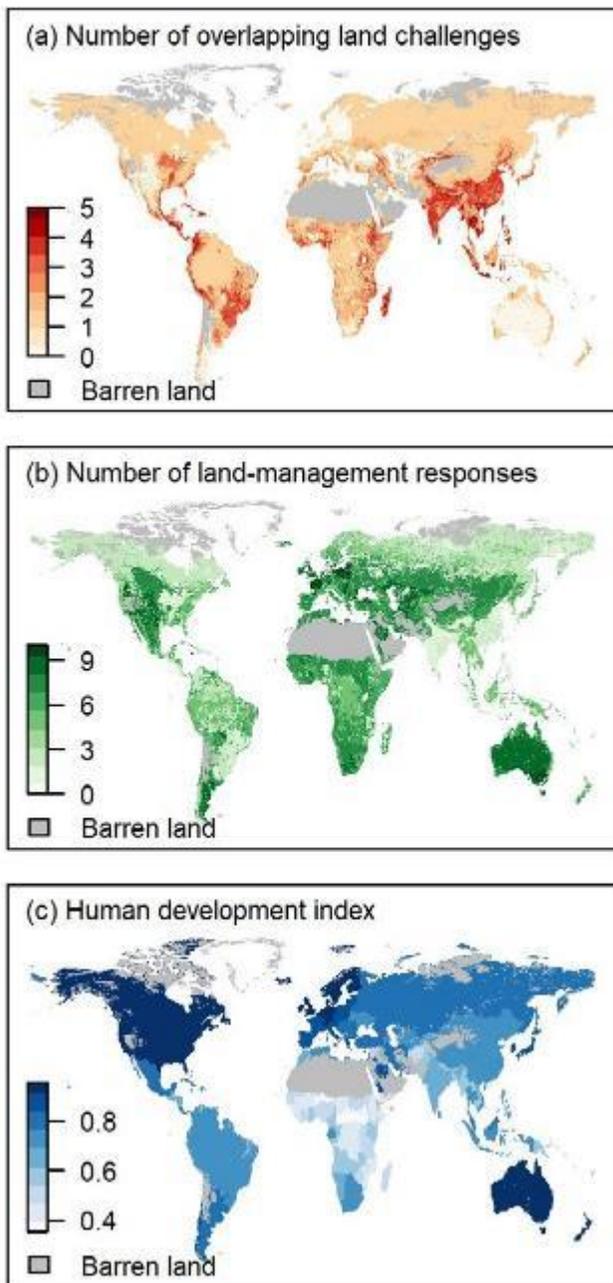
des terres humides côtières pour les interventions de conservation et de restauration), ou en raison de l'apparition d'effets néfastes. Malgré un fort co-bénéfice pour l'atténuation du changement climatique, le déploiement de la bioénergie et de la BECCS n'aurait co-bénéficié que sur 9% de la superficie des terres libres de glace (Figure 6.6), compte tenu des effets négatifs de cette option de réponse pour la sécurité alimentaire, la dégradation des terres, l'adaptation au changement climatique et la désertification: (Tableaux 6.62-6.69).

Sans inclure le défi mondial de l'atténuation des changements climatiques, il y a jusqu'à cinq défis qui se chevauchent sur des terres qui ne sont pas stériles (figure 6.7A, calculée à partir de la superposition des défis individuels illustrés à la figure 6.2) et jusqu'à

neuf options d'intervention en matière de gestion des terres n'ayant que des avantages communs pour ces défis et pour l'atténuation des changements climatiques (figure 6.7B). Dans tous les pays, le nombre moyen d'options d'intervention en matière de gestion des terres avec principalement des avantages co-bénéfiques diminue ( $p < 0,001$ , corrélation de l'ordre de classement de Spearman) avec le nombre moyen de défis fonciers. Par conséquent, plus le nombre de défis fonciers par pays est élevé, moins les options de réponse à la gestion des terres n'ont que des avantages pour les défis rencontrés.

Les conditions favorables (voir la section 6.1.2.2) pour la mise en œuvre des réponses à la gestion des terres dépendent en partie du développement humain (économie, santé et éducation) tel qu'estimé par un indice composite à l'échelle nationale, l'Indice de développement humain (IDH) (PNUD 2018) (Figure 6.7C). D'un pays à l'autre, l'IDH est négativement corrélé ( $p < 0,001$ , corrélation de l'ordre de classement de Spearman) avec le nombre moyen de défis fonciers. Par conséquent, en moyenne mondiale, plus le nombre de défis locaux rencontrés est élevé, moins les réponses de gestion des terres n'ont que des avantages communs, et plus le développement humain (Figure 6.7) qui pourrait favoriser la mise en œuvre de ces réponses est faible.

### 6.4.4.2 Interconnexions et options de réponse dans les scénarios futurs



Cette section évalue plus de 80 articles quantifiant l'effet des options de réponse variées à l'avenir, couvrant une variété des options de réponse et land-Interconnexions et options de réponse dans les scénarios futurs. Ces études couvrent des échelles spatiales allant de globales (Popp et al. 2017; Fujimori et al. 2019) à régional (Calvin et al. 2016a; Frank et al. 2015) au niveau national (Gao et Bryan 2017; Pedercini et al. 2018). Cette section se concentre sur les modèles qui peuvent quantifier les liens entre les options d'intervention, y compris les modèles économiques agricoles, les modèles de systèmes fonciers et les modèles d'évaluation intégrée (IAM). La littérature IAM et non-IAM, cependant, est également catégorisée séparément pour élucider ce qui est et n'est pas inclus dans les scénarios d'atténuation mondiaux, comme ceux inclus dans le SR15. Résultats d'études et de modèles ascendants (p. ex., Griscom et coll. 2017) sont évalués aux sections 6.2 à 6.3.

#### Options de réponse dans les scénarios futurs

Plus de la moitié des 40 options d'intervention terrestre examinées dans ce chapitre sont représentées dans les modèles mondiaux d'IME utilisés pour élaborer et analyser des scénarios futurs, implicitement ou explicitement (tableau 6.76). Par exemple, tous les IMM incluent une meilleure gestion des terres cultivées, soit explicitement grâce à des technologies qui améliorent l'efficacité de l'utilisation de l'azote (Humpenöder et al. 2018) ou implicitement par le biais de courbes de coûts marginaux de réduction qui relient les réductions des émissions d'oxyde nitreux provenant de la production végétale aux prix du carbone (la plupart des autres modèles).

Cependant, la littérature traitant de l'effet de ces options d'intervention sur les défis terrestres est plus limitée (tableau 6.76). Il existe 57 études (43 études IAM) qui articulent l'effet des options de réponse sur l'atténuation, la plupart incluant la bioénergie et la BECSC ou une combinaison de réduction de la déforestation, du reboisement et du boisement; 37 études (21 études IAM) discutent des implications des options de réponse sur la sécurité alimentaire, en utilisant généralement le prix des aliments comme mesure. Bien qu'un petit nombre d'études non liées à la AMI examinent les effets des options de réponse sur la désertification (trois études) et la dégradation des terres (cinq études), aucune étude de LAI n'a été identifiée. Cependant, certaines études quantifient indirectement ces défis à l'aide d'IMM, soit via

les résultats climatiques des voies de concentration représentatives (RCP) (Huang et al. 2016) ou en reliant les IMM à d'autres modèles de terres et d'écosystèmes (Ten Brink et al. 2018; UNCCD 2017).

Pour bon nombre des scénarios de la littérature, les options d'intervention terrestre sont incluses dans une série d'options d'atténuation (Popp et al. 2017; Van Vuuren et al. 2015). Par conséquent, il est difficile d'isoler l'effet d'une option individuelle sur les défis fonciers. Quelques études se concentrent sur des options de réponse spécifiques (Calvin et al. 2014; Popp et al. 2014; Kreidenweis et al. 2016; Humpenöder et al. 2018), quantifiant l'effet de l'inclusion d'une option individuelle sur divers objectifs de durabilité.

**Figure 6.7 | Répartition mondiale des problèmes terrestres : a) nombre de chevauchements de défis fonciers (désertification, dégradation des terres, adaptation aux changements climatiques, sous-tension chronique, biodiversité, stress lié à l'utilisation du sol et qualité supérieure (figure 6.2); b) le nombre de réponses à la gestion des terres offrant des avantages secondaires moyens à importants et aucun effet secondaire indésirable (voir la figure 6.6) dans tous les défis; c) Indice de développement humain (IDH) par pays. L'IDH (PNUD 2018) est un indice statistique composite par pays mesurant les résultats moyens dans trois dimensions fondamentales du développement humain : une vie longue et en bonne santé (estimée à partir de l'espérance de vie à la naissance), des connaissances (estimées à partir des années de scolarité) et un niveau de vie décent (estimé à partir du revenu national brut par habitant).**

**Tableau 6,76 | Nombre d'études IAM et non-IAM, y compris des options de réponse spécifiques (lignes) et la quantification des défis fonciers particuliers (colonnes).**

La troisième colonne indique combien de modèles IAM incluent l'option de réponse individuelle. Les colonnes restantes montrent les défis liés au changement climatique (C), à l'atténuation (M), à l'adaptation (A), à la désertification (D), à la dégradation des terres (L), à la sécurité alimentaire (F) et à la biodiversité/services écosystémiques/développement durable (B). De plus, les comptes des études totales (valeur de gauche) et IAM uniquement (valeur de droite) sont inclus. Certains IME incluent des modèles économiques agricoles, qui peuvent également être gérés séparément; ces modèles ne sont pas considérés comme de la littérature IAM lorsqu'ils sont utilisés seuls. Les études utilisant une combinaison d'IME et de non-IME ne sont incluses que dans le total. Une liste complète des études est incluse dans l'annexe.

Category	Response option	IAMs	Studies [Total/IAM]						
			C	M	A	D	L <sup>b</sup>	F <sup>c</sup>	B
Land management	Increased food productivity		1/1	18/	5/1	2/0	3/0	18/	12/
	Improved cropland management		0/0	15/	7/2	0/0	0/0	13/	7/4
	Improved grazing land management		0/0	1/0	1/0	0/0	0/0	1/0	0/0
	Improved livestock management		0/0	10/	1/0	2/0	2/0	7/3	5/2
	Agroforestry		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Agricultural diversification		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Reduced grassland conversion to cropland		0/0	2/2	0/0	0/0	0/0	1/1	1/1
	Integrated water management		1/0	17/	5/2	0/0	2/0	13/	20/
	Forest management		0/0	2/0	0/0	1/0	1/0	2/0	2/0
	Reduced deforestation and forest degradation		2/2	24/	1/0	1/0	1/0	14/	14/
	Reforestation and forest restoration		3/3	19/	1/1	1/0	2/0	9/8	9/6
	Afforestation		3/3	24/	2/1	0/0	0/0	10/	8/7
	Increased soil organic carbon content		0/0	3/1	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0
	Reduced soil erosion		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Reduced soil salinisation		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Reduced soil compaction		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Biochar addition to soil		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Fire management		0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Reduced landslides and natural hazards		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Reduced pollution, including acidification		2/2	18/	2/1	0/0	0/0	10/	6/6
	Management of invasive species/encroachment		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Restoration and reduced conversion of coastal wetlands		0/0	0/0	0/0	1/0	1/0	0/0	1/0
	Restoration and reduced conversion of peatlands		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Biodiversity conservation		1/0	7/3	0/0	1/0	3/0	4/2	8/1
	Enhanced weathering of minerals		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Bioenergy and BECSC		5/4	50/	7/4	0/0	2/0	25/	21/
Value chain management	Dietary change		0/0	15/	1/0	2/0	2/0	13/	10/
	Reduced post-harvest losses		0/0	5/4	0/0	0/0	0/0	2/2	2/1
	Reduced food waste (consumer or retailer)		0/0	6/4	0/0	0/0	0/0	4/2	3/1
	Material substitution		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Sustainable sourcing		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Management of supply chains		1/1	11/	8/1	2/0	3/0	17/	7/3
	Enhanced urban food systems		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Improved food processing and retailing		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Improved energy use in food systems		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
Risk management	Management of urban sprawl		0/0	0/0	0/0	1/0	1/0	0/0	1/0
	Livelihood diversification		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Use of local seeds		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Disaster risk management		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
	Risk sharing instruments		0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

IAMS: How many models include the individual response option  
 Columns C, M, A, D, L, F and B: Number of total studies

All models	Less than half	0	6-10	16+
More than half	No models	1-5	11-15	

<sup>a</sup> Only IAMs that are used in the papers assessed are included in this column.

<sup>b</sup> There are many indicators for land degradation (Chapter 4). In this table, studies are categorised as quantifying land degradation if they explicitly discuss land degradation.

<sup>c</sup> Studies are categorised as quantifying food security if they report food prices or the population at risk of hunger.

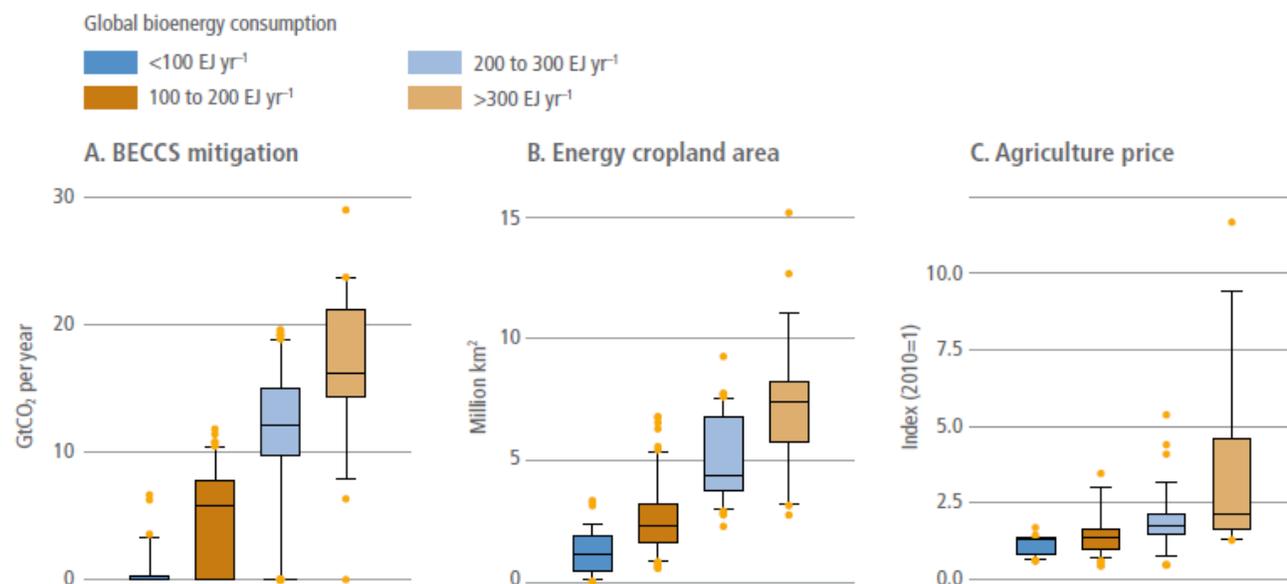


Figure 6.8 | Corrélation entre l'utilisation de la bioénergie et d'autres indicateurs

Le **Graph A** montre la séquestration globale du CO<sub>2</sub> par la BECCS en 2100. Le **Graph B** montre la superficie mondiale des terres cultivées en énergie en 2100. Le **Graph C** montre les prix agricoles en 2100 indexés sur 2010. Les données sont basées sur la quantité de bioénergie utilisée dans le monde en 2100. Toutes les données de scénario qui incluent la consommation de bioénergie et la variable d'intérêt sont incluses dans la figure; le nombre de scénarios résultant varie d'un panneau à l'autre, avec 352 dans le panneau A, 262 dans le panneau B et 172 dans le panneau C. Les cases représentent la plage interquartile (c.-à-d. le milieu de 50 % de tous les scénarios). La ligne au milieu de la boîte représente la médiane, et les « moustaches » représentent le range de 5 à 95% des scénarios. Les données proviennent d'une mise à jour de l'explorateur de scénarios de l'Integrated Assessment Modelling Consortium (IAMC) développé pour le SR15 (Huppmann et al. 2018; Rogelj et al. 2018b).

### Interactions et interconnexions entre les options de réponse

L'effet des options de réponse sur la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire, la biodiversité et d'autres ODD dépend fortement des options incluses et de la mesure dans laquelle elles sont déployées. Par exemple, les sections 2.6 et 6.3,6 et l'encadré 7 du chapitre transversal notent que la bioénergie et la BECCS ont un grand potentiel d'atténuation, mais pourraient potentiellement avoir des effets secondaires néfastes sur la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et d'autres ODD. Les études de modélisation globale démontrent que ces effets dépendent de l'échelle. L'utilisation accrue de la bioénergie peut entraîner une atténuation accrue (figure 6.8, panneau A) et une réduction des changements climatiques, mais peut également entraîner une augmentation de l'expansion des terres cultivées énergétiques (figure 6.8, panneau B) et une concurrence accrue pour les terres, entraînant une augmentation des prix des aliments (figure 6.8, panneau C). Cependant, la relation exacte entre le déploiement de la bioénergie et chaque objectif de durabilité dépend d'un certain nombre d'autres facteurs, y compris la matière première utilisée, le scénario socio-économique sous-jacent, les

hypothèses sur la technologie et la base de ressources, l'inclusion d'autres options de réponse et le modèle spécifique utilisé (Calvin et al. 2014; Clarke et al. 2014; Popp et al. 2014, 2017; Kriegler et al. 2014).

Les sections précédentes ont examiné les effets des options d'intervention individuelles sur les terres sur de multiples défis. Un certain nombre d'études utilisant la modélisation et les analyses mondiales ont examiné les liens et les effets d'interaction entre les options d'intervention terrestre en ajoutant ou en isolant progressivement les effets des options individuelles. La plupart de ces études portent sur les interactions avec la bioénergie et la BECCS (tableau 6.77). L'ajout d'options d'intervention qui nécessitent des terres (p. ex., reboisement, boisement, réduction de la déforestation, conversion évitée des prairies ou conservation de la biodiversité) entraîne une augmentation des prix des aliments (Calvin et al. 2014; Humpenöder et al. 2014; Obersteiner et al.

2016; Reilly et coll. 2012) et l'augmentation potentielle de la température par les effets biophysiques du climat (Jones et al. 2013). Cependant, cette combinaison peut entraîner une réduction de la

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

consommation de w ater (Hejazi et al. 2014b), réduction de l'expansion des terres cultivées (Calvin et al. 2014; Humpenöder et al. 2018), l'augmentation du couvert forestier (Calvin et al. 2014; Humpenöder et al. 2018; Wise et al. 2009) et la réduction de la perte de biodiversité (Pereira et al. 2010), par rapport aux scénarios avec la bioénergie et la BECSC seules. Bien que ces options augmentent l'atténuation totale, elles réduisent l'atténuation de la bioénergie et de la BECSC car elles se disputent les mêmes terres (Wu et al. 2019; Baker et al. 2019; Calvin et al. 2014; Humpenöder et al. 2014).

L'inclusion d'options d'épargne des terres (p. ex., changement alimentaire, augmentation de la productivité alimentaire, réduction de la consommation d'aliments, gestion des chaînes d'approvisionnement) en plus de la bioénergie et de la BECSC se traduit par une réduction des prix des aliments, une réduction de l'expansion des terres agricoles, une réduction de la déforestation, une réduction des coûts d'atténuation, une réduction de l'utilisation de l'eau et une réduction de la perte de biodiversité (Bertram et al. 2018; Wu et al. 2019; Obersteiner et al. 2016; Stehfest et al. 2009; Van Vuuren et al. 2018). Ces options peuvent augmenter le potentiel de la bioénergie, ce qui se traduit par une atténuation accrue que par la bioénergie et la BECSC seules (Wu et al. 2019; Stehfest et al. 2009; Favero et Massetti, 2014).

D'autres combinaisons d'options d'intervention sur les terres créent des synergies, atténuant les pressions sur les terres. L'inclusion d'une productivité alimentaire accrue et de changements alimentaires peut accroître l'atténuation, réduire l'utilisation des terres cultivées, réduire la consommation d'énergie, réduire

l'application d'engrais et réduire la perte de biodiversité (Springmann et al. 2018; Obersteiner et al. 2016). De même, une meilleure gestion du bétail, combinée à une productivité alimentaire accrue, peut réduire l'expansion des terres agricoles (Weindl et al. 2017). La réduction des perturbations (p. ex., la gestion des incendies) combinée au boisement peut augmenter le puits de carbone terrestre, ce qui se traduit par un potentiel d'atténuation accru et un coût d'atténuation réduit (Le Page et al. 2013).

Les études incluant plusieurs options d'intervention sur le territoire révèlent souvent que le potentiel d'atténuation combiné n'est pas égal à la somme du potentiel d'atténuation individuel, car ces options partagent souvent les mêmes terres. Par exemple, l'inclusion du boisement et de la bioénergie et de la BECSC entraîne une réduction cumulative des émissions de GES de 1200 GtCO<sub>2</sub>

entre 2005 et 2100, ce qui est beaucoup plus faible que la somme des contributions de la bioénergie (800 GtCO<sub>2</sub>) et du boisement (900 GtCO<sub>2</sub>) individuellement (Humpenöder et al. 2014). Plus précisément, Baker et al. (2019) constatent que la bioénergie ligneuse et le boisement sont complémentaires à court terme, mais deviennent des substituts à long terme, car ils commencent à se faire concurrence pour les mêmes terres. De même, l'effet combiné de l'augmentation de la productivité alimentaire, du changement alimentaire et de la réduction des déchets sur les émissions de GES est inférieur à la somme des effets individuels (Springmann et al. 2018).

**Tableau 6.77 | Liens entre la bioénergie et la BECSC et d'autres options d'intervention.**

Le tableau indique les effets combinés de multiples options d'intervention des terres sur le changement climatique (C), l'atténuation (M), l'adaptation (A), la désertification (D), la dégradation des terres (L), la sécurité alimentaire (F) et la biodiversité/les services écosystémiques/le développement durable (O). Chaque cellule indique les implications de l'ajout de l'option spécifiée dans la ligne en plus de la bioénergie et de la BECSC. Les couleurs bleues indiquent des interactions positives (p. ex., l'inclusion de l'option dans la deuxième colonne augmente l'atténuation, réduit la superficie des terres cultivées ou réduit les prix des aliments par rapport à la bioénergie et à la BECSC seules). La couleur jaune indique des actions négatives; le gris indique des actions mixtes (certaines positives, d'autres négatives). Notez que seules les combinaisons d'options de réponse trouvées dans la littérature évaluée sont incluses dans l'intérêt de l'espace.

	C <sup>a</sup>	M	A	D	L <sup>c</sup>	F	O	Context and sources
Increased food productivity		Blue			Blue		Blue	Humpenöder et al. 2018; Obersteiner et al. 2016
Increased food productivity; improved livestock management					Blue			VanVuuren et al. 2018
Improved cropland management							Blue	Humpenöder et al. 2018
Integrated water management		Yellow			Yellow	Yellow	Grey	O: Reduces water use, but increases fertiliser use. (Humpenöder et al. 2018)
Reduced deforestation		Blue			Blue			Calvin et al. 2014; Humpenöder et al. 2018
Reduced deforestation, avoided grassland conversion		Blue			Blue	Yellow	Grey	O: Reduces biodiversity loss and fertiliser, but increases water use. (Calvin et al. 2014; Obersteiner
Reforestation						Yellow		Reilly et al. 2012
Reforestation, afforestation, avoided grassland conversion	Yellow	Blue			Blue	Yellow	Blue	Calvin et al. 2014; Hejazi et al. 2014a; Jones et al. 2013
Afforestation		Blue						Humpenöder et al. 2014
Biodiversity conservation			Grey		Blue	Yellow	Grey	M: Reduces emissions but also reduces bioenergy potential. O: Reduces biodiversity loss but increases water use. (Obersteiner et al. 2016; Wu et al. 2019)
Reduced pollution					Blue			VanVuuren et al. 2018
Dietary change		Blue				Blue		Bertram et al. 2018; Stehfest et al. 2009; Wu et al. 2019
Reduced food waste; dietary change					Blue			VanVuuren et al. 2018
Management of supply chains		Blue						Favero and Massetti 2014

## Chap 6 - Liens entre la désertification, la dégradation des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre

Management of supply chains; increased productivity									Wu et al. 2019
Reduced deforestation; improved cropland management; improved food productivity; integrated water management									Humpenöder et al. 2018
Reduced deforestation; management of supply chains; integrated water management; improved cropland management; increased food productivity									Bertram et al. 2018
Reduced deforestation; management of supply chains; integrated water management; improved cropland management; increased food productivity; dietary change									Bertram et al. 2018

■ Positive interactions   
 ■ Negative interactions   
 ■ Mixed interactions

<sup>a</sup> Includes changes in biophysical effects on climate (e.g., albedo).

<sup>b</sup> Either through reduced emissions, increased mitigation, reduced mitigation cost, or increased bioenergy potential. For increased mitigation, a positive indicator in this column only indicates that total mitigation increases and not that the total is greater than the sum of the individual options.

<sup>c</sup> Use changes in cropland or forest as an indicator (reduced cropland expansion or reduced deforestation are considered positive).

<sup>d</sup> Includes changes in water use or scarcity, fertiliser use, or biodiversity.

Les options d'intervention liées à la terre peuvent également interagir avec les options d'intervention dans d'autres secteurs. Par exemple, limiter le déploiement d'une option d'intervention d'atténuation entraînera soit une augmentation des changements climatiques, soit des mesures d'atténuation supplémentaires dans d'autres secteurs. Un certain nombre d'études ont examiné la limitation de la bioénergie et de la BECSC. Certaines de ces études montrent une augmentation des émissions (Reilly et al. 2012). D'autres études répondent au même objectif climatique, mais réduisent les émissions ailleurs grâce à une demande d'énergie réduite (Grubler et al. 2018; Van Vuuren et al. 2018), l'augmentation du captage et du stockage du carbone fossile (CSC), l'énergie nucléaire, l'efficacité énergétique et/ou les énergies renouvelables (Van Vuuren et al. 2018; Rose et al. 2014; Calvin et al. 2014; Van Vuuren et al. 2017b), changement alimentaire (Van Vuuren et al. 2018), réduction des émissions autres que de CO<sub>2</sub> (Van Vuuren et al. 2018), ou une population inférieure (Van Vuuren et al. 2018). Les avantages communs et les effets secondaires négatifs des options d'atténuation non foncières sont examinés au chapitre 5 de la RS15. Les limites de la bioénergie et de la BECSC peuvent entraîner une augmentation du coût de l'atténuation (Kriegler et al. 2014; Edmonds et al. 2013). Des études ont également examiné la limitation du CDR, y compris le reboisement, le boisement, la bioénergie et la BECSC (Kriegler et al. 2018a,b). Ces études révèlent que la limitation du CDR peut augmenter les coûts d'atténuation, augmenter les prix des aliments et même empêcher de limiter le réchauffement à moins de 1,5 °C au-dessus des niveaux préindustriels (Kriegler et al. 2018a,b; Muratori et al. 2016).

Dans certains cas, les défis fonciers eux-mêmes peuvent interagir avec les options d'intervention foncière. Par exemple, le changement climatique pourrait affecter la production de bioénergie et de BECSC. Quelques études examinent ces effets, quantifiant les différences dans la production de bioénergie (Calvin et coll., 2013; Kyle et al. 2014) ou le prix du carbone (Calvin et al. 2013) en raison des changements climatiques. Kyle et al. (2014) constatent une augmentation de la production de bioénergie due à l'augmentation des rendements en bioénergie, tandis que Calvin et al. (2013) constatent une baisse de la production

de bioénergie et une augmentation du prix du carbone en raison des effets négatifs du climat sur le rendement des cultures.

### Lacunes dans la littérature

Toutes les options de réponse décrites dans ce chapitre ne sont pas incluses dans la littérature évaluée, et de nombreuses options de réponse sont exclues des modèles IAM. Les options incluses (p. ex., bioénergie et BECSC; reboisement) sont parmi les plus importantes en termes de potentiel d'atténuation (voir la section 6.3). Cependant, certaines des options exclues ont également un grand potentiel d'atténuation. Par exemple, le biochar, l'agroforesterie, la restauration/conversion évitée des zones humides côtières et la restauration/conversion évitée des tourbières ont tous un potentiel d'atténuation d'environ 1 GtCO<sub>2</sub> ans<sup>-1</sup> (Griscom et al. 2017). De plus, les quantifications et les options d'intervention ciblant la dégradation des terres et la désertification sont largement exclues des études modélisées, à quelques exceptions notables près (Wolff et al., 2018; Gao et Bryan 2017; Ten Brink et coll., 2018; UNCCD 2017). Enfin, alors qu'un grand nombre d'articles ont examiné les interactions entre la bioénergie et la BECSC et d'autres options de réponse, la littérature examinant d'autres combinaisons d'options de réponse est plus limitée.

### 6.4.4.3 Résoudre les défis dans la mise en œuvre des options de réponse

Les 40 options d'intervention évaluées dans ce chapitre se heurtent à divers obstacles à la mise en œuvre qui nécessitent une action de la part de plusieurs acteurs pour être surmontés (section 6.4.1). Des études ont noté que, bien que l'adoption d'options de réponse par les individus puisse dépendre des actifs et de la motivation individuels, des facteurs structurels et institutionnels plus importants sont presque toujours aussi importants, sinon plus (Adimassu et al., 2016; Djenontin et al. 2018), bien que plus difficiles à saisir dans les variables de recherche (Schwilch et al. 2014). Ces facteurs institutionnels et de gouvernance peuvent créer un environnement propice aux pratiques de gestion durable des terres (GDT) ou des défis à leur adoption (Adimassu et al. 2013). Les facteurs de gouvernance comprennent les

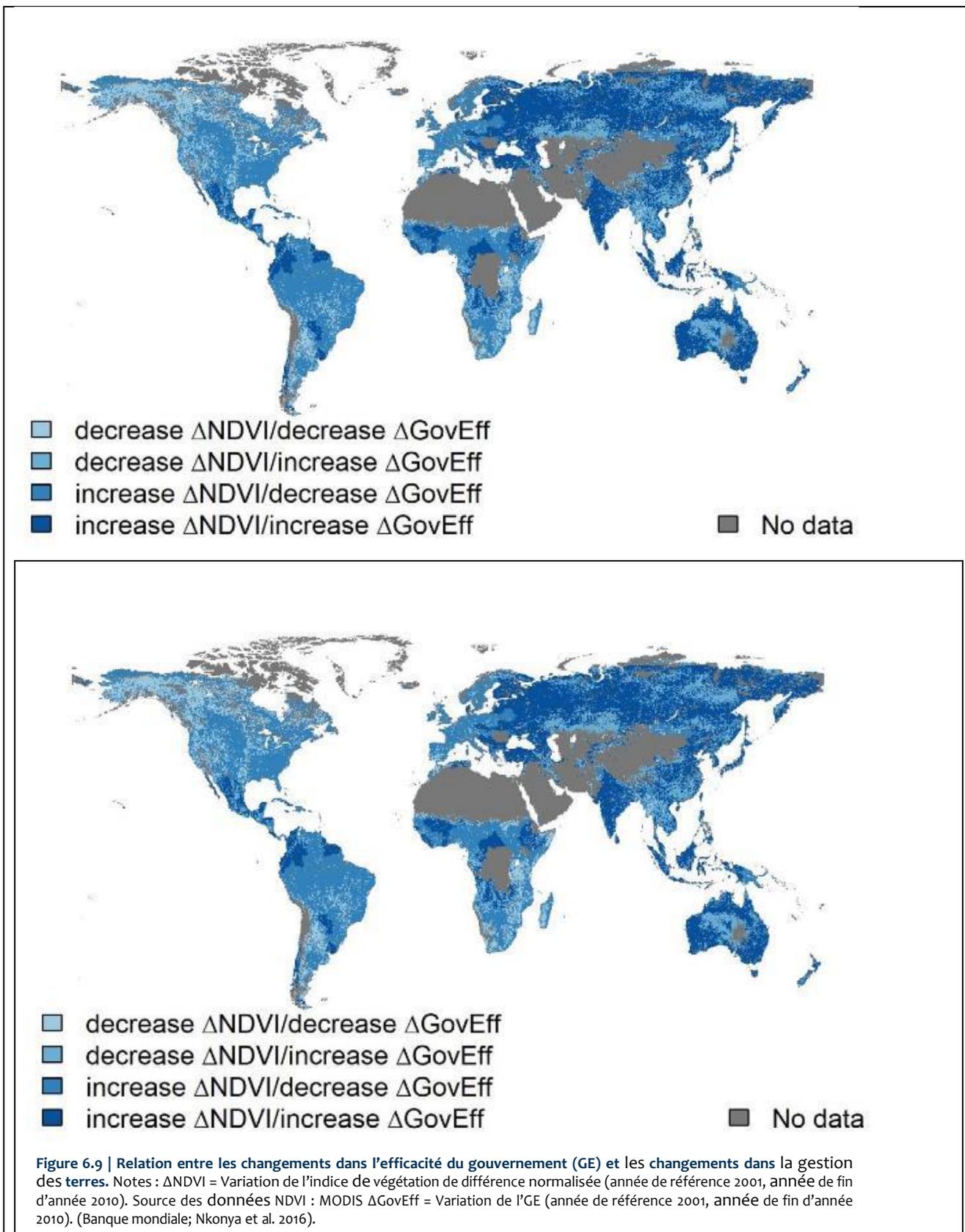
institutions qui gèrent les règles et les politiques, les normes sociales et les actions collectives des participants (y compris les acteurs de la société civile et le secteur privé), ainsi que les interactions entre eux (Ostrom, 1990; Huntjens et coll., 2012; Davies, 2016). Bon nombre des principes de conception d'Ostrom pour une gouvernance réussie peuvent être appliqués aux options d'intervention pour la GDT; ces principes sont les suivants : (i) des limites clairement définies, (ii) la compréhension des avantages et des coûts, (iii) les arrangements de choix collectifs, (iv) la surveillance, (v) les sanctions graduées, (vi) les mécanismes de résolution des conflits, (vii) la reconnaissance des droits et (viii) les approches imbriquées (à plusieurs échelles). Malheureusement, les études sur de nombreux systèmes de politiques de gestion des ressources naturelles et des terres – en particulier dans les pays en développement – montrent souvent le contraire : un manque de flexibilité, de fortes tendances hiérarchiques et un manque de participation locale aux cadres institutionnels (Ampaire et al. 2017). L'analyse de l'efficacité du gouvernement (GE) – définie comme la qualité des services publics, la formulation et la mise en œuvre des politiques, la fonction publique et le degré d'indépendance vis-à-vis des pressions politiques, ainsi que la crédibilité de l'engagement du gouvernement envers ses politiques (Kaufmann et al. 2010) – s'est avérée jouer un rôle clé dans la gestion des terres. GE assure la médiation des actions des utilisateurs des terres en matière de gestion et d'investissement des terres, et les politiques et lois gouvernementales peuvent aider les utilisateurs des terres à adopter des pratiques de gestion durable des terres (Nkonya et al. 2016) (Figure 6.9).

Cependant, il ne s'agit tout simplement pas de mettre en place les « bonnes » institutions ou politiques, car la gouvernance peut être minée par l'inattention à la dynamique du pouvoir (Fabinyi et al. 2014). Le pouvoir façonne la façon dont les acteurs accèdent et contrôlent les ressources, et négocient, transforment et adoptent certaines options de réponse ou non. Ces dynamiques variables de pouvoir entre les différents niveaux et parties prenantes ont un impact sur la capacité à mettre en œuvre différentes options de réponse. L'incapacité de nombreux gouvernements nationaux à lutter contre l'exclusion sociale en général

aura un effet sur la mise en œuvre de nombreuses options de réponse. En outre, les options de réponse elles-mêmes peuvent devenir des moyens pour les acteurs d'exercer des revendications de pouvoir sur les autres (Nightingale 2017). Par exemple, de nombreuses préoccupations ont été suscitées par le fait que les projets de réduction de la déforestation et de dégradation des forêts risquent d'inverser les tendances à la décentralisation de la gestion forestière et de créer de nouvelles disparités de pouvoir entre l'État et les acteurs locaux (Phelps et al. 2010). Nous évaluons ci-dessous comment deux facteurs importants – la participation des parties prenantes et la coordination des actions à travers les échelles – aideront à passer des options de réponse à la mise en œuvre des politiques, un thème que le chapitre 7 aborde plus en détail.

### *Participation des parties prenantes*

Un large éventail de parties prenantes est nécessaire à la réussite des politiques foncières, agricoles et environnementales, et la mise en œuvre d'options d'intervention nécessite qu'un éventail d'acteurs, notamment des entreprises, des consommateurs, des gestionnaires de terres, des peuples autochtones et des communautés locales, des scientifiques et des décideurs politiques travaillent ensemble pour réussir. Divers intervenants ont un rôle particulièrement important à jouer dans la définition des problèmes, l'évaluation des connaissances et la proposition de solutions (Stokes et coll., 2006; Phillipson et coll., 2012). Le manque de lien entre les connaissances scientifiques et la pratique sur le terrain a entravé l'adoption de nombreuses options d'intervention dans le passé; il ne suffit pas de présenter des options de réponse « scientifiquement » dérivées (Marques et coll., 2016). Par exemple, l'importance de reconnaître et d'intégrer les connaissances locales et les connaissances autochtones est de plus en plus soulignée dans la mise en œuvre réussie des politiques (voir l'encadré 13 du chapitre 7), car les pratiques locales de gestion de l'eau, de gestion de la fertilité des sols, d'amélioration du pâturage, de restauration et de gestion durable des forêts sont souvent bien alignées sur les options de réponse évaluées par les scientifiques (Marques et al. 2016).



L'engagement des parties prenantes est une approche importante pour une politique et une planification environnementales et climatiques réussies. Des outils tels que la cartographie des parties prenantes, dans laquelle les parties concernées et intéressées sont identifiées et décrites en termes d'interrelations et d'objectifs et d'aspirations actuels ou futurs, et l'engagement des détenteurs de stakbasé sur des scénarios, qui combine l'analyse des stakeholder avec des scénarios climatiques, sont de plus en plus utilisés pour faciliter de meilleurs résultats de planification (Tompkins et al. 2008; Pomeroy et Douvere, 2008; Star et al. 2016). Les dialogues acilités au début des processus de conception ont bien réussi à réunir des détenteurs multiples et parfois contradictoires de stakeholders à la table pour discuter des synergies et des compromis autour de la mise en œuvre des politiques (Gopnik et al. 2012). L'échange de connaissances, l'apprentissage social et d'autres concepts sont également de plus en plus intégrés dans la compréhension de la façon de faciliter la gestion durable des terres (Djenontin et al. 2018), car les données suggèrent que la négociation de la complexité des systèmes socio-écologiques (SES) nécessite des modalités d'apprentissage flexibles, en particulier pour les détenteurs de stak e (Gerlak et Heikkila 2011; Armitage et al. 2018; Heikkila et Gerlak 2018). L'apprentissage social a été défini comme « un changement dans la compréhension et les compétences qui se situe dans des groupes d'acteurs / communautés de pratique par le biais d'interactions sociales » (Albert et al. 2012), et l'apprentissage social est souvent lié à des tentatives d'accroître les niveaux de participation à la prise de décisions, de la consultation à un contrôle communautaire plus sérieux (Collins et Ison, 2009; McCrum et coll. 2009). L'apprentissage facilite également les réponses aux problèmes émergents et aide les acteurs des SSE à faire face à la complexité. L'un des résultats de l'apprentissage peut être la gestion adaptative des risques (ARM), dans laquelle « une action basée sur les informations disponibles, surveille ce qui se passe, apprend de l'expérience et ajuste les actions futures en fonction de ce qui a été appris » (Bidwell et al. 2013). Les suggestions pour faciliter l'apprentissage social, l'ARM et la prise de décision comprennent l'extension des réseaux science-politique et l'utilisation d'organisations de transition locales, telles que les services de vulgarisation, pour la coproduction de connaissances (Bidwell et al. 2013; Böcher et Krott 2014; Howarth et Monasterolo 2017) (voir la suite de la discussion au chapitre 7, section 7.5).

Il est également important de veiller à ce que les femmes soient incluses en tant que parties prenantes clés dans la mise en œuvre des options de réponse, car les normes et les rôles sexospécifiques affectent la vulnérabilité et l'accès aux ressources, et l'inégalité entre les sexes limite l'éventail possible de réponses pour l'adoption par les femmes (Lambrou et Piana 2006). Par exemple, les changements environnementaux peuvent augmenter la charge de travail des femmes à mesure que leur accès aux ressources naturelles peut diminuer, ou elles peuvent devoir assumer une main-d'œuvre à bas salaire si l'agriculture devient inadaptée dans leurs régions locales en raison du changement climatique (Nelson et al. 2002). Chaque option de réponse examinée dans ce chapitre peut avoir une dimension de genre qui doit être prise en considération

(les tableaux 6.73 à 6.75 notent comment les options de réponse recourent l'ODD 5 Égalité des sexes); par exemple, pour aborder la sécurité alimentaire par une intensification durable, il faudra clairement s'adresser aux agricultrices en Afrique (Kondylis et al. 2016; Garcia et Wanner, 2017) (pour de plus amples renseignements, voir l'encadré 11 du chapitre 7).

### *Les défis de la coordination*

Une action coordonnée pour mettre en œuvre les options de réponse sera nécessaire à l'échelle d'un éventail d'acteurs, y compris les entreprises, les consommateurs, les gestionnaires des terres, les peuples autochtones et les communautés locales et les décideurs politiques pour créer des conditions favorables. Pour convenir d'options de réponse pour maximiser les avantages sociaux, climatiques et environnementaux, il faudra définir ces actions comme des voies solides vers le développement durable (Ayers et Dodman, 2010). Comme le chapitre l'a souligné, il existe de nombreuses options potentielles de synergies, en particulier entre plusieurs options de réponse qui pourraient être appliquées ensemble et en coordination les unes avec les autres (telles que le changement alimentaire et l'amélioration des mesures de gestion des terres). Cette coordination contribuera à garantir que les synergies sont réunies et que les compromis sont minimisés, mais cela nécessitera une coordination délibérée entre plusieurs échelles, acteurs et secteurs. Par exemple, il existe une variété d'options d'intervention disponibles à différentes échelles qui pourraient former des portefeuilles de mesures appliquées par différents intervenants, de l'agriculture à l'échelle internationale. La diversification agricole et l'utilisation de semences locales par les petits exploitants peuvent être particulièrement utiles pour l'éradication de la pauvreté et les mesures de conservation de la biodiversité, mais ne réussissent que lorsque des échelles plus élevées, telles que les marchés nationaux et internationaux et les chaînes d'approvisionnement, valorisent également ces biens dans les régimes commerciaux, et que les consommateurs voient les avantages de l'achat de ces biens. Cependant, les secteurs foncier et alimentaire sont confrontés à des défis particuliers de fragmentation institutionnelle et souffrent souvent d'un manque d'engagement entre les parties prenantes à différentes échelles (Biermann et al. 2009; Deining et coll., 2014) (voir le chapitre 7, section 7.6.2).

Bon nombre des options d'intervention énumérées dans ce chapitre pourraient être potentiellement mises en œuvre en tant qu'actions « communautaires », y compris le reboisement communautaire, l'assurance communautaire ou la gestion des risques de catastrophe communautaire. Les options d'intervention fondées sur les approches communautaires visent à identifier, aider et mettre en œuvre des activités « qui renforcent la capacité des populations locales à s'adapter à un climat plus risqué et moins prévisible » (Ayers et Forsyth, 2009). La recherche montre que les gens se rassemblent volontiers pour fournir une aide mutuelle et une protection contre les risques, pour gérer les ressources naturelles et pour travailler en coopération pour trouver des solutions aux problèmes d'approvisionnement environnemental. Parmi les activités qui relèvent de ce type d'action

collective, citons la création d'institutions ou de règles, la coopération pour gérer une ressource en restreignant certaines activités et en encourageant d'autres, le partage d'informations pour améliorer les biens publics ou la mobilisation de ressources (telles que le capital) pour résoudre un problème collectif (Ostrom 2000; Poteete et Ostrom, 2004), ou l'engagement dans l'aménagement participatif de l'utilisation des terres (Bourgoin, 2012; Evers et Hofmeister, 2011). Ces processus participatifs « sont susceptibles d'aboutir à des résultats environnementaux plus bénéfiques grâce à des décisions plus éclairées et durables et à des solutions gagnant-gagnant concernant les objectifs économiques et de conservation » (Vente et al. 2016), et les évaluations des options de réponse communautaire ont été généralement positives (Karim et Thiel 2017 ; Tompkins et Adger, 2004).

Agrawal (2001) a identifié plus de 30 indicateurs différents qui ont été importants pour comprendre qui entreprend une action collective pour l'environnement, notamment: la taille de l'action de l'entreprise de groupe; le type et la répartition des avantages de l'action; l'hétérogénéité du groupe; la dépendance du groupe à l'égard de ces avantages; la présence de dirigeants; présence de capital social et de confiance; et l'autonomie et l'indépendance pour établir et faire respecter les règles. Alternativement, lorsque les ménages s'attendent à ce que le gouvernement entreprenne des actions de réponse, ils sont moins incités à se joindre à l'action collective, car le rôle de l'État a « évincé » la coopération locale (Adger 2009). Des niveaux élevés de confiance sociale et de capital peuvent accroître la volonté des agriculteurs de s'engager dans des options d'intervention, telles que l'amélioration de la gestion des sols ou la foresterie au carbone (Stringer et al. 2012; Lee, 2017), et le capital social contribue à la connectivité entre les niveaux de SSE (Brondizio et al., 2009). Dietz et al. (2013) exposent des orientations politiques importantes pour faciliter plus efficacement l'action collective à travers les échelles et les parties prenantes. Il s'agit notamment de la fourniture d'informations; gérer les conflits; induire la conformité aux règles; fournir une infrastructure physique, technique ou institutionnelle; et être prêt pour le changement. L'adoption de protocoles participatifs et de processus structurés pour sélectionner les options d'intervention avec les parties prenantes conduira probablement à un plus grand succès en matière de coordination et de participation (Bautista et al. 2017; Franks, 2010; Schwilch et coll., 2012a).

Cependant, l'adoption plus large d'approches communautaires est potentiellement entravée par plusieurs facteurs, notamment le fait que la plupart sont à petite échelle (Forsyth, 2013; Ensor et al. 2014) et il est souvent difficile de savoir comment évaluer les critères de succès (Forsyth 2013). D'autres avertissent également que les approches communautaires ne sont souvent pas en mesure de s'attaquer de manière adéquate aux principaux facteurs de vulnérabilité tels que les inégalités et les relations de pouvoir inégales (Nagoda et Nightingale 2017).

### *Passer des options de réponse aux stratégies*

Le chapitre 7 examine plus en détail les risques et les défis liés à la formulation de réponses politiques qui répondent aux

exigences en matière de gestion durable des terres et de résultats de développement, tels que la sécurité alimentaire, l'adaptation des communautés et la réduction de la pauvreté. Le tableau 7.1 du chapitre 7 indique comment des options d'intervention spécifiques pourraient être transformées en politiques; par exemple, pour mettre en œuvre une option de réponse visant à la diversification agricole, une série de politiques allant de l'élimination des subventions agricoles (qui pourraient favoriser les cultures individuelles) aux programmes agricoles environnementaux et aux paiements agro-environnementaux (pour encourager les cultures alternatives). Souvent, toute option d'intervention particulière peut avoir une variété de voies politiques potentielles qui peuvent s'adresser à différentes échelles ou parties prenantes ou prendre en compte différents aspects de la coordination et de l'intégration (section 7.6.1). Compte tenu des défis uniques de la prise de décision dans l'incertitude dans les scénarios climatiques futurs, le chapitre 7 traite en particulier de la nécessité de processus flexibles, itératifs et adaptatifs pour transformer les options d'intervention en cadres politiques.

## Cross-Chapitre Encadré 9 | Climat et voies terrestres

Katherine Calvin (États-Unis d'Amérique), Edouard Davin (France/Suisse), Margot Hurlbert (Canada), Jagdish Krishnaswamy (Inde), Alexander Popp (Allemagne), Prajal Pradhan (Népal/Allemagne)

Le développement futur des facteurs et des politiques socio-économiques influence l'évolution du système terre-climat, entre autres, en termes de terres utilisées pour l'agriculture et la foresterie. Les politiques d'atténuation du changement climatique peuvent également avoir un impact majeur sur l'utilisation des terres, en particulier dans les scénarios compatibles avec les objectifs climatiques de l'Accord de Paris. Cela inclut l'utilisation de la bioénergie ou du CDR, comme le captage et le stockage du carbone (BECCS) et le boisement. Les options d'atténuation basées sur les terres ont des implications pour la grippe des GES, la désertification, la dégradation des terres, l'insécurité alimentaire, les services écosystémiques et d'autres aspects du développement durable.

### *Parcours socio-économique partagés*

Les voies fi sont basées sur les voies socio-économiques partagées (SSP) (O'Neill et al. 2014; Popp et al. 2017; Riahi et al. 2017; Rogelj et al. 2018b) (Encadré 1 du chapitre 1). SSP1 est un scénario largement axé sur la durabilité, y compris le développement humain, le développement technologique, la conservation de la nature, l'économie mondialisée, la convergence économique et la coopération internationale précoce (y compris des niveaux modérés de commerce). Le scénario comprend un pic et un déclin de la population, des rendements agricoles relativement élevés et une évolution vers des aliments produits dans des systèmes à faibles émissions de GES (Van Vuuren et al. 2017b). Les changements alimentaires et la réduction du gaspillage alimentaire réduisent la demande agricole, et une réglementation efficace de l'utilisation des terres permet le reboisement et / ou le boisement. SSP2 est un scénario dans lequel les modèles de production et de consommation, ainsi que le développement technologique, suivent des modèles historiques (Fricko et al. 2017). Le CDR terrestre est atteint grâce à la bioénergie et à la BECCS et, dans une moindre mesure, au boisement et au reboisement. SSP3 est un scénario avec des taux lents de changement technologique et une réglementation limitée de l'utilisation des terres. La demande agricole est élevée en raison de la consommation et de la production à forte intensité matérielle, et les obstacles au commerce entraînent une réduction des flux de produits agricoles. Dans le SSP3, les activités d'atténuation des forêts et de réduction des émissions de GES agricoles sont limitées en raison d'obstacles majeurs à la mise en œuvre tels que les faibles capacités institutionnelles dans les pays en développement et les retards résultant de la faible coopération internationale (Fujimori et al. 2017). Les réductions d'émissions sont réalisées principalement grâce au secteur de l'énergie, y compris l'utilisation de la bioénergie et de la BECCS.

### *Politiques dans les parcours*

Les SSP sont complétés par un ensemble d'hypothèses politiques communes (Kriegler et al. 2014), indiquant les types de politiques qui pourraient être mises en œuvre dans chaque monde futur. Les modèles d'évaluation intégrée (IAM) représentent l'effet de ces politiques sur l'économie, le système énergétique, l'utilisation des terres et le climat, avec la mise en garde qu'elles sont supposées efficaces ou, dans certains cas, que les objectifs stratégiques (p. ex., le changement alimentaire) sont imposés plutôt que explicitement modélisés. Dans le monde réel, il existe de nombreux obstacles qui peuvent rendre la mise en œuvre des politiques plus difficile (section 7.4.9). Ces obstacles seront généralement plus élevés dans SSP3 que SSP1.

**SSP1:** Un certain nombre de politiques pourraient soutenir SSP1 à l'avenir, notamment: une tarification efficace du carbone, des systèmes d'échange de droits d'émission (y compris les émissions nettes de CO<sub>2</sub> provenant de l'agriculture), des taxes sur le carbone, des réglementations limitant les émissions de GES et la pollution atmosphérique, la conservation des forêts (mélange de partage des terres et d'épargne des terres) grâce à la participation, des incitations aux services écosystémiques et à la sécurité foncière, et la protection de l'environnement, les microfi, l'assurance des récoltes et des moyens de subsistance, les services de vulgarisation agricole, les subventions à la production agricole, les faibles taux de taxe à l'exportation et les droits d'importation sur les produits agricoles, les campagnes de sensibilisation alimentaire, les taxes et les réglementations visant à réduire la consommation d'aliments, l'amélioration de la durée de conservation, les taxes sur le sucre et les matières grasses et les instruments soutenant la gestion durable des terres, y compris le paiement pour services écosystémiques, zonage de l'utilisation des terres, REDD+, normes et certification: pour des pratiques de production de biomasse durables, réformes juridiques sur la nd ownership et l'accès, aide juridique, éducation juridique, y compris le recadrage de ces politiques en tant que droits pour les femmes et les petits producteurs agricoles (plutôt que la durabilité) (Van Vuuren et al. 2017b; O'Neill et coll. 2017) (Section 7.4).

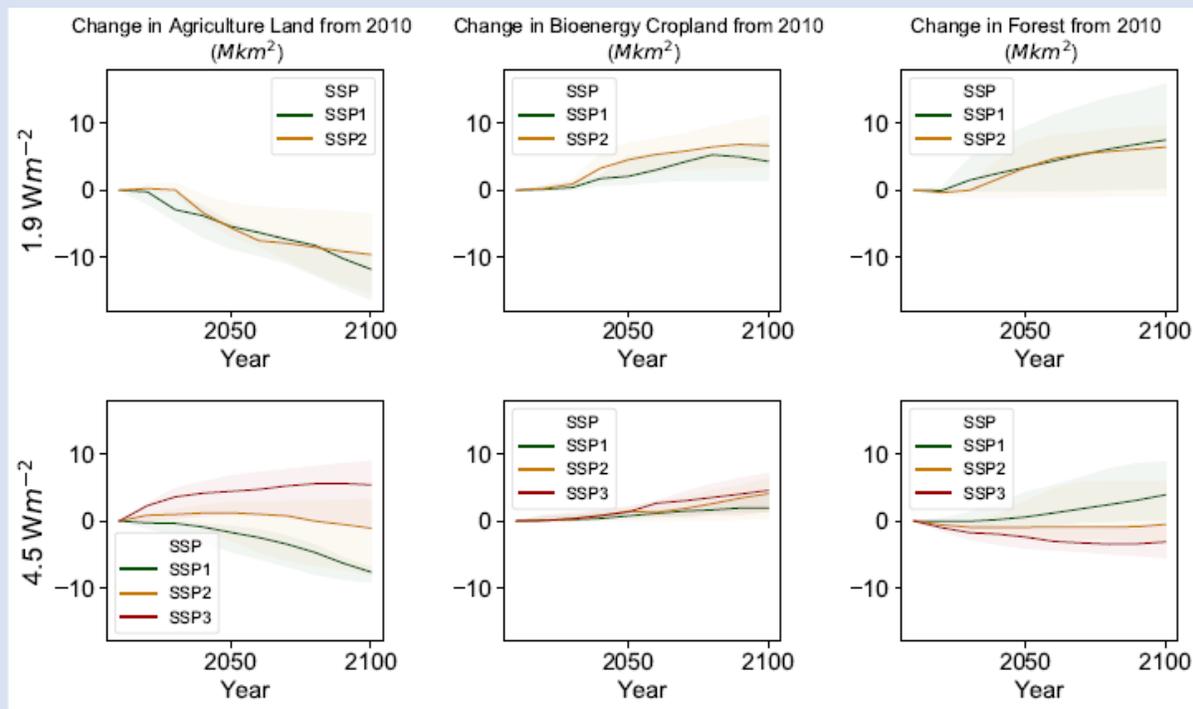
**SSP2 :** Les mêmes stratégies qui prennent en charge SSP1 peuvent prendre en charge SSP2, mais peuvent être moins efficaces et ne réussir que modérément. Les politiques peuvent être remises en question par des limites d'adaptation (section 7.4.9), des incohérences dans les institutions formelles et informelles dans la prise de décisions (section 7.5.1) ou entraîner une inadaptation (section 7.4.7). Les politiques de gestion durable des terres qui réussissent modérément se traduisent par une concurrence

foncière. La neutralité en matière de dégradation des terres est modérément réussie. Les politiques réussies comprennent celles qui soutiennent la bioénergie et la BECSC (Rao et al. 2017b; Fricko et al. 2017; Riahi et al. 2017) (Section 7.4.6).

**SSP3 :** Les politiques qui existent dans SSP1 peuvent exister ou non dans SSP3 et sont inefficaces (O'Neill et al. 2014). La mise en œuvre de ces politiques présente des défis, comme dans SSP2. En outre, des politiques inefficaces de gestion durable des terres entraînent une concurrence pour les terres entre l'agriculture et l'atténuation. La neutralité en matière de dégradation des terres n'est pas atteinte (Riahi et al. 2017). Les politiques réussies comprennent celles qui soutiennent la bioénergie et la BECSC (Kriegler et al. 2017; Fujimori et al. 2017; Rao et al. 2017b) (Section 7.4.6). Les politiques alimentaires du côté de la demande sont absentes et les politiques du côté de l'offre prédominent. Il n'y a pas de succès dans l'avancement des politiques de propriété foncière et d'accès pour les moyens de subsistance des producteurs agricoles (section 7.6.5).

### Évolution de l'utilisation des sols et de la couverture des sols

Dans SSP1, la durabilité dans la gestion des terres, l'intensification agricole: les modes de production et de consommation entraînent une réduction des besoins en terres agricoles, malgré l'augmentation de la consommation alimentaire par habitant. Ces terres peuvent plutôt être utilisées pour le reboisement, le boisement et la bioénergie. En revanche, SSP3 a une population élevée et des taux de croissance du rendement des cultures en forte baisse au fil du temps, ce qui entraîne une augmentation de la superficie des terres agricoles. SSP2 se situe quelque part entre les deux, avec le développement sociétal et technologique suivant des modèles historiques. La demande accrue d'options d'atténuation des terres telles que la bioénergie, la réduction de la déforestation ou le boisement diminue l'accessibilité des terres agricoles pour l'alimentation humaine, animale et la fibre. Dans les scénarios de politique climatique conformes à l'Accord de Paris, la bioénergie/BECSC et le reboisement/boisement jouent un rôle important dans SSP1 et SSP2. L'utilisation de ces options, et l'impact sur le terrain, est plus important dans les scénarios qui limitent le forçage radiatif en 2100 à  $1,9 \text{ W m}^{-2}$  que dans les scénarios de  $4,5 \text{ W m}^{-2}$ . Dans SSP3, l'expansion des terres pour une production agricole implique que l'utilisation des options d'atténuation liées aux terres est très limitée et que le scénario est caractérisé par une déforestation continue.



Encadré 9 du chapitre 9, figure 1 | Changements dans les terres agricoles (à gauche), les terres cultivées bioénergétiques (au milieu) et les forêts (à droite) sous trois SSP différents (couleurs) et deux niveaux de réchauffement différents (rangées). Les terres agricoles comprennent à la fois les pâturages et les terres cultivées. Les couleurs indiquent les fournisseurs de services partagés, SSP1 faisant figure en vert, SSP2 en jaune et SSP3 en rouge. Pour chaque voie, les zones ombrées indiquent la plage de tous les IAT ; la ligne indique la médiane entre les modèles. Il n'y a pas de SSP3 dans la rangée supérieure, car  $1,9 \text{ W m}^{-2}$  est impossible dans ce monde. Les données proviennent d'une mise à jour de l'explorateur de scénarios de l'Integrated Assessment Modelling Consortium (IAMC) développé pour le SR15 (Huppmann et al. 2018; Rogelj et al. 2018a).

### Implications pour l'atténuation et d'autres défis fonciers

La combinaison de l'élaboration d'émissions de référence, d'options technologiques et d'un soutien politique facilite grandement l'atteinte des objectifs climatiques dans le scénario SSP1 que dans le scénario SSP3. En conséquence, les prix du carbone sont beaucoup plus élevés dans SSP3 que dans SSP1. En fait, la cible de 1,9 W m<sup>-2</sup> s'est avérée irréalisable dans le monde SSP3 (tableau 1 de l'encadré 9). Les réductions des émissions de CO<sub>2</sub> du système énergétique sont plus importantes dans le SSP3 que dans le SSP1 pour compenser les émissions de CO<sub>2</sub> plus élevées à terre.

Si l'on ne considère que l'atténuation et la socioéconomie, les prix des denrées alimentaires (un indicateur de l'insécurité alimentaire) sont plus élevés dans le SSP3 que dans le SSP1 et plus élevés dans l'objectif de 1,9 W m<sup>-2</sup> que dans l'objectif de 4,5 W m<sup>-2</sup> (tableau 1 de l'encadré 9). Le couvert forestier est plus élevé dans SSP1 que ssp3 et plus élevé dans la cible de 1,9 W m<sup>-2</sup> que dans la cible de 4,5 W m<sup>-2</sup>. Les prélèvements d'eau et la rareté de l'eau sont, en général, plus élevés dans ssp3 que ssp1 (Hanasaki et al. 2013; Graham et coll. 2018) et plus élevé dans les scénarios avec plus de bioénergie (Hejazi et al. 2014b); toutefois, ces indicateurs n'ont pas été quantifiés pour les combinaisons spécifiques de voies de concentration représentatives du SSP (RCP) discutées ici.

**Encadré 9, Table 1 | Indicateurs quantitatifs pour les parcours.** Chaque cellule affiche la valeur moyenne, minimale et maximale des modèles IAM pour chaque indicateur et chaque chemin d'accès en 2050 et 2100. Tous les IME qui ont fourni des résultats pour un chemin particulier sont inclus ici. Notez que ces indicateurs excluent les implications du changement climatique. Les données proviennent d'une mise à jour de l'explorateur de scénarios IAMC développé pour le SR15 (Huppmann et al. 2018; Rogelj et al. 2018b).

		SSP1		SSP2		SSP3	
		1.9 W m <sup>-2</sup> mean (max.,min.)	4.5 W m <sup>-2</sup> mean (max.,min.)	1.9 W m <sup>-2</sup> mean (max.,min.)	4.5 W m <sup>-2</sup> mean (max.,min.)	1.9 W m <sup>-2</sup> mean (max., min.)	4.5 W m <sup>-2</sup> mean (max.,min.)
Population (bil- lion)	2050	8.5(8.5,8.5)	8.5(8.5,8.5)	9.2(9.2,9.2)	9.2(9.2,9.2)	N/A	10.0(10.0,10.0)
	2100	6.9(7.0,6.9)	6.9(7.0,6.9)	9.0(9.0,9.0)	9.0(9.1,9.0)	N/A	12.7(12.8,12.6)
Change in GDP per capita (% rel to 2010)	2050	170.3(380.1, 130.9)	175.3(386.2, 166.2)	104.3(223.4, 98.7)	110.1(233.8, 103.6)	N/A	55.1(116.1,46.7)
	2100	528.0(1358.4, 408.2)	538.6(1371.7, 504.7)	344.4(827.4, 335.8)	356.6(882.2, 323.3)	N/A	71.2(159.7,49.6)
Change in forest cover (Mkm2)	2050	3.4(9.4,-0.1)	0.6(4.2,-0.7)	3.4(7.0,-0.9)	-0.9(2.9,-2.5)	N/A	-2.4(-1.0,-4.0)
	2100	7.5(15.8,0.4)	3.9(8.8,0.2)	6.4(9.5,-0.8)	-0.5(5.9,-3.1)	N/A	-3.1(-0.3,-5.5)
Change in cropland (Mkm2)	2050	-1.2(-0.3,-4.6)	0.1(1.5,-3.2)	-1.2(0.3,-2.0)	1.2(2.7,-0.9)	N/A	2.3(3.0,1.2)
	2100	-5.2(-1.8,-7.6)	-2.3(-1.6,-6.4)	-2.9(0.1,-4.0)	0.7(3.1,-2.6)	N/A	3.4(4.5,1.9)
Change in energy cropland (Mkm2)	2050	2.1(5.0,0.9)	0.8(1.3,0.5)	4.5(7.0,2.1)	1.5(2.1,0.1)	N/A	1.3(2.0,1.3)
	2100	4.3(7.2,1.5)	1.9(3.7,1.4)	6.6(11.0,3.6)	4.1(6.3,0.4)	N/A	4.6(7.1,1.5)
Change in pas- ture (Mkm2)	2050	-4.1(-2.5,-5.6)	-2.4(-0.9,-3.3)	-4.8(-0.4,-6.2)	-0.1(1.6,-2.5)	N/A	2.1(3.8,-0.1)
	2100	-6.5(-4.8,-12.2)	-4.6(-2.7,-7.3)	-7.6(-1.3,-11.7)	-2.8(1.9,-5.3)	N/A	2.0(4.4,-2.5)
Change in other natural land (Mkm2)	2050	0.5(1.0,-4.9)	0.5(1.7,-1.0)	-2.2(0.6,-7.0)	-2.2(0.7,-2.2)	N/A	-3.4(-2.0,-4.4)
	2100	0.0(7.1,-7.3)	1.8(6.0,-1.7)	-2.3(2.7,-9.6)	-3.4(1.5,-4.7)	N/A	-6.2(-5.4,-6.8)
Carbon price (2010 USD per tCO <sub>2</sub> )a	2050	510.4(4304.0, 150.9)	9.1(35.2,1.2)	756.4(1079.9, 279.9)	37.5(73.4,13.6)	N/A	67.2(75.1,60.6)
	2100	2164.0(350,37.7, 262.7)	64.9(286.7,42.9)	4353.6(10149.7, 2993.4)	172.3(597.9, 112.1)	N/A	589.6(727.2, 320.4)
Food price (In- dex 2010=1)	2050	1.2(1.8,0.8)	0.9(1.1,0.7)	1.6(2.0,1.4)	1.1(1.2,1.0)	N/A	1.2(1.7,1.1)
	2100	1.9(7.0,0.4)	0.8(1.2,0.4)	6.5(13.1,1.8)	1.1(2.5,0.9)	N/A	1.7(3.4,1.3)
Increase in Warming above pre-industrial (°C)	2050	1.5(1.7,1.5)	1.9(2.1,1.8)	1.6(1.7,1.5)	2.0(2.0,1.9)	N/A	2.0(2.1,2.0)
	2100	1.3(1.3,1.3)	2.6(2.7,2.4)	1.3(1.3,1.3)	2.6(2.7,2.4)	N/A	2.6(2.6,2.6)
Change in per capita demand for food, crops (% rel to 2010)b	2050	6.0(10.0,4.5)	9.1(12.4,4.5)	4.6(6.7,-0.9)	7.9(8.0,5.2)	N/A	2.4(5.0,2.3)
	2100	10.1(19.9,4.8)	15.1(23.9,4.8)	11.6(19.2,-10.8)	11.7(19.2,4.1)	N/A	2.0(3.4,-1.0)
Change in per capita demand for food, animal products (% rel to 2010)b,c	2050	6.9(45.0,-20.5)	17.9(45.0,-20.1)	7.1(36.0,1.9)	10.3(36.0,-4.2)	N/A	3.1(5.9,1.9)
	2100	-3.0(19.8,-27.3)	21.4(44.1,-26.9)	17.0(39.6,-24.1)	20.8(39.6,-5.3)	N/A	-7.4(-0.7,-7.9)
Agriculture, for- estry and other land-use (AFOLU) CH <sub>4</sub>	2050	-39.0(-3.8,- 68.9)	-2.9(22.4,-23.9)	-11.7(31.4,- 59.4)	7.5(43.0,-15.5)	N/A	15.0(20.1,3.1)
	2100	-60.5(-41.7,- 77.4)	-47.6(-24.4,- 54.1)	-40.3(33.1,- 58.4)	-13.0(63.7,- 45.0)	N/A	8.0(37.6,-9.1)

Emissions (% relative to 2010)							
AFOLU N <sub>2</sub> O Emissions (% relative to 2010)	2050	-13.1 (-4.1, -26.3)	0.1 (34.6, -14.5)	8.8 (38.4, -14.5)	25.4 (37.4, 5.5)	N/A	34.0 (50.8, 29.3)
	2100	-42.0 (4.3, -49.4)	-25.6 (-3.4, -51.2)	-1.7 (46.8, -37.8)	19.5 (66.7, -21.4)	N/A	53.9 (65.8, 30.8)
Cumulative Energy CO <sub>2</sub> Emissions until 2100 (GtCO <sub>2</sub> )		428.2 (1009.9, 307.6)	2787.6 (3213.3, 2594.0)	380.8 (552.8, -9.4)	2642.3 (2928.3, 2515.8)	N/A	2294.5 (2447.4, 2084.6)
Cumulative AFOLU CO <sub>2</sub> Emissions until 2100 (GtCO <sub>2</sub> )		-127.3 (5.9, -683.0)	-54.9 (52.1, -545.2)	-126.8 (153.0, -400.7)	40.8 (277.0, -372.9)	N/A	188.8 (426.6, 77.9)

<sup>un</sup> SSP2-19 est irréalisable dans deux modèles. L'un de ces modèles fixe le prix maximal du carbone en SSP1-19; la fourchette de prix du carbone est plus petite pour SSP2-19 car ce modèle y est exclu. Les prix du carbone sont plus élevés dans SSP2-19 que SSP1-19 pour chaque modèle qui a fourni les deux simulations.

<sup>b</sup> Les estimations de la demande alimentaire comprennent waste.

<sup>c</sup> La demande de produits d'origine animale comprend la viande et les produits laitiers.

Le changement climatique entraîne des impacts et des risques plus élevés dans le monde de 4,5 M-2 que dans le monde de 1,9 M-2 pour un SSP donné et ces risques sont exacerbés dans SSP3 par rapport à SSP1 et SSP2 en raison de l'exposition et de la vulnérabilité plus élevées de la population. Par exemple, le risque de fi est plus élevé dans les mondes plus chauds; dans le monde de 4,5 W m<sup>-2</sup> la population vivant dans les régions sujettes à la SSP3 (646 millions) est plus élevée que dans SSP2 (560 millions) (Knorr et al. 2016). L'exposition mondiale au risque multisectoriel quadruple entre 1,5 °C<sup>11</sup> et 3 °C et est un facteur six plus élevé dans SSP3-3 °C que dans SSP1-1,5 °C (Byers et al. 2018). Les risques futurs résultant de la désertification, de la dégradation des terres et de l'insécurité alimentaire sont plus faibles dans ssp1 que dans SSP3 au même niveau de réchauffement. Par exemple, le risque d'insécurité alimentaire de transition modéré à élevé se produit entre 1,3 et 1,7 °C pour le SSP3, mais pas avant 2,5 à 3,5 °C dans le SSP1 (section 7.2).

### Résumé

Les voies futures pour le climat et l'utilisation des terres comprennent des portefeuilles d'intervention et des options politiques. Selon les options de réponse incluses, les portefeuilles de politiques mis en œuvre et d'autres facteurs socio-économiques sous-jacents, ces voies entraînent différentes conséquences sur l'utilisation des terres et leur contribution à l'atténuation du changement climatique. La superficie agricole diminue de plus de 5 Mkm<sup>2</sup> dans un SSP mais augmente jusqu'à 5 Mkm<sup>2</sup> dans un autre. La quantité de terres cultivées énergétiques varie de près de zéro à 11 Mkm<sup>2</sup> selon le SSP et l'objectif de réchauffement. La superficie forestière diminue dans SSP3 mais augmente considérablement dans SSP1. Par la suite, ces voies ont des implications différentes pour les risques liés à la désertification, à la dégradation des terres, à l'insécurité alimentaire et aux flux terrestres de GES, ainsi qu'aux services écosystémiques, à la biodiversité et à d'autres aspects du développement durable.

11 Les voies qui limitent le forçage radiatif en 2100 à 1,9 W m<sup>-2</sup> entraînent un réchauffement médian en 2100 à 1,5 °C en 2100 (Rogelj et al. 2018b). Les voies limitant le forçage radiatif en 2100 à 4,5 W m<sup>-2</sup> entraînent un réchauffement médian en 2100 supérieur à 2,5 °C (GIEC, 2014).

### Conséquences essentielles d'une action retardée

Des mesures retardées, en termes d'atténuation globale des GES dans les secteurs des terres et de l'énergie, ainsi que des mesures retardées dans la mise en œuvre des options d'intervention spécifiques décrites dans le présent chapitre, exacerberont les défis fonciers existants en raison des impacts continus des changements climatiques et des pressions socioéconomiques et autres. Elle peut réduire le potentiel des options d'intervention et augmenter les coûts de déploiement, et privera les collectivités d'avantages connexes immédiats, entre autres pressions. Les principales conséquences d'un retard dans l'action sont décrites ci-dessous.

**Les retards dans l'action exposent les personnes vulnérables à des impacts climatiques continus et croissants :** Une action plus lente ou retardée dans la mise en œuvre des options

d'intervention exacerbe les inégalités et les impacts existants. Cela augmentera le nombre de personnes vulnérables au changement climatique, en raison de l'augmentation de la population et de l'augmentation des impacts climatiques (GIEC 2018; AR 5). Les changements climatiques futurs entraîneront une exacerbation des défis fonciers existants, une pression accrue sur les moyens de subsistance agricoles, un potentiel de dégradation rapide des terres et des millions de personnes supplémentaires exposées à l'insécurité alimentaire (Schmidhuber et Tubiello 2007) (chapitres 3, 4 et 5). Les retards peuvent également entraîner des risques politiques et des répercussions sociales importantes, y compris des risques pour les établissements humains (en particulier dans les zones côtières), les migrations à grande échelle et les conflits (Barnett et Adger, 2007; Hsiang et al. 2013). Une action précoce réduisant la vulnérabilité et l'exposition peut créer une

opportunité pour un cercle virtuel de avantages: des moyens de subsistance résilients accrus, une dégradation réduite des terres et une sécurité alimentaire améliorée (Bohle et al. 1994).

**Les mesures différées augmentent les exigences en matière d'adaptation :** Le fait de ne pas atténuer les changements climatiques augmentera les exigences en matière d'adaptation. Par exemple, il est important que d'ici 2100, sans atténuation ni adaptation, 3,1 à 6,9 milliards de personnes dans le monde pourraient être exposées aux inondations (Rasmussen et al. 2017; 15 RS du GIEC) (chapitre 3); de tels résultats pourraient être évités si l'on investissait dès maintenant dans l'atténuation et l'adaptation. Certaines options d'intervention spécifiques (p. ex., réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts, réduction de la conversion des tourbières et des zones humides) empêchent d'autres effets néfastes sur la surface des terres; retarder ces options pourrait entraîner une augmentation de la déforestation, de la conversion ou de la dégradation, servant de sources accrues de GES et ayant des impacts négatifs concomitants sur la biodiversité et les services écosystémiques (section 6.2). Les options d'intervention visant à restaurer et à réhabiliter les terres peuvent servir de mécanismes d'adaptation pour les communautés confrontées à des stress climatiques tels que la variabilité des précipitations et les changements dans la qualité des terres, ainsi que fournir des avantages en termes d'atténuation.

**Les mesures retardées augmentent les coûts d'intervention et réduisent la croissance économique :** on estime que les mesures précoces de réduction des émissions par l'atténuation entraînent des augmentations de température plus faibles ainsi que des coûts d'atténuation inférieurs à ceux des mesures d'atténuation retardées (Sanderson et coll. 2016; Luderer et al. 2013, 2018; Rose et al. 2017; Van Soest et al. 2017; Fujimori et al. 2017). Le coût de l'inaction face à l'atténuation, à l'adaptation et à l'utilisation durable des terres dépasse le coût d'une action immédiate dans la plupart des pays, en fonction de la façon dont les fonctions de dommages et le coût social du carbone sont calculés (Dell et al. 2012; Moore et Diaz, 2015). Les coûts d'agir maintenant seraient d'un à deux ordres de grandeur inférieurs aux dommages économiques causés par un retard dans l'action, y compris les dommages causés aux actifs par les impacts climatiques, ainsi que la croissance économique potentiellement réduite, en particulier dans les pays en développement (Luderer et al. 2016; Moore et Diaz, 2015; Luderer et al. 2013). On estime que l'augmentation des coûts de la santé et des coûts de l'énergie (p. ex., pour faire fonctionner les climatiseurs afin de lutter contre l'augmentation des vagues de chaleur) aux États-Unis d'ici la fin du siècle seulement se situera entre 10 et 58 % du PIB des États-Unis en 2100 (Deschênes et Greenstone, 2011).

Les retards augmentent également les coûts des mesures d'atténuation et d'adaptation à des dates ultérieures. Dans les modèles d'interactions climat-économie, le report de la réduction des émissions nécessite maintenant des compromis conduisant à des coûts plus élevés de plusieurs ordres de grandeur et à des risques de températures plus élevées à long terme (Luderer et al. 2013). En outre, le coût de l'action est susceptible d'augmenter

avec le temps en raison de la gravité accrue des défis dans les scénarios futurs.

Inversement, la mise en œuvre en temps opportun des options d'intervention apporte des avantages économiques. La tarification du carbone est un élément économique qui encourage l'adoption d'options d'intervention (Jakob et al. 2016), mais la tarification du carbone à elle seule peut induire un risque plus élevé par rapport à d'autres scénarios et voies qui comprennent des mesures de durabilité ciblées supplémentaires, telles que la promotion de modes de vie moins gourmands en matériaux et en énergie et d'une alimentation plus saine, comme indiqué dans nos options de réponse (Bertram et al. 2018). Bien que les coûts à court terme du déploiement des actions puissent augmenter, il est possible d'atteindre un large éventail d'objectifs de durabilité grâce à ces mesures combinées (Bertram et al. 2018).

Il y a aussi des investissements maintenant qui peuvent conduire à des économies immédiates en termes de dommages évités; par exemple, pour chaque dollar dépensé pour la gestion des risques de catastrophe, les pays accumulent des pertes économiques liées aux catastrophes évitées de 4 USD ou plus (Mechler 2016). Bien qu'ils puissent nécessiter des investissements initiaux, les avantages économiques des mesures visant à assurer une gestion durable des terres, comme l'augmentation du carbone organique du sol, peuvent plus que doubler la valeur économique des parcours et améliorer les rendements des cultures (chapitre 4 et section 6.2).

**Une action retardée réduit la place politique future et diminue l'efficacité de certaines options d'intervention :** le potentiel de certaines options d'intervention diminue à mesure que les changements climatiques augmentent; par exemple, le climat modifie la capacité des puits pour la séquestration du carbone dans le sol et la végétation, réduisant ainsi le risque d'augmentation du carbone organique du sol, de boisement et de reboisement (section 6.4.2). En outre, le changement climatique affecte la productivité des cultures bioénergétiques, influençant l'atténuation potentielle de la bioénergie et de la BECSC (section 6.4.4).

Pour les options d'intervention dans la chaîne d'approvisionnement, la gestion de la demande et la gestion des risques, bien que les conséquences d'une action retardée soient apparentes en termes d'émissions continues de GES des conducteurs, les outils d'intervention ne sont pas rendus plus difficiles par les retards et pourraient être déployés à tout moment. De plus, compte tenu des pressions croissantes exercées sur les terres en raison des retards, certaines options d'intervention stratégique peuvent devenir plus rentables, tandis que d'autres deviennent plus coûteuses. Par exemple, au fil du temps, les mesures d'atténuation basées sur les terres, telles que la protection des forêts et des écosystèmes, sont susceptibles d'accroître la rareté des terres, entraînant une hausse des prix des denrées alimentaires; tandis que les mesures axées sur la demande, comme les régimes à impact réduit et la réduction de l'impact, sont moins susceptibles d'augmenter les prix des denrées alimentaires dans les modèles économiques (Stevanović et al. 2017).

Pour la gestion des risques, certaines options de réponse fournissent des solutions opportunes et rapidement déployables pour

prévenir d'autres problèmes, telles que la gestion des risques de catastrophe et les instruments de partage des risques. Par exemple, les systèmes d'alerte précoce jouent de multiples rôles dans la protection des vies et des biens et aident les gens à s'adapter aux changements climatiques à long terme, et peuvent être utilisés immédiatement.

**Retarder l'action peut également entraîner des problèmes d'irréversibilité des impacts biophysiques et des points de basculement :** une action précoce fournit un moyen potentiel d'éviter l'irréversibilité – comme la dégradation des écosystèmes qui ne peuvent pas être restaurés à leur base de référence d'origine – et les points de basculement, par lesquels les systèmes écologiques ou climatiques passent brusquement à un nouvel état. Les écosystèmes, tels que les tourbières, sont particulièrement vulnérables à l'irréversibilité en raison des difficultés de réhumidisation aux états d'origine (section 6.2), et les systèmes de pâturage des terres arides sont vulnérables aux points de basculement lorsque la couverture végétale tombe en dessous de 50 %, après quoi la productivité diminue, l'infiltration diminue et l'érosion augmente (chapitres 3 et 4). En outre, les points de basculement peuvent être particulièrement difficiles à adapter pour les populations humaines, étant donné le manque d'expérience préalable avec de tels changements de système (Kates et al. 2012; Nuttall, 2012).

**Les réponses budgétaires nécessitent un délai de mise en œuvre;** le retard aggrave la **situation**: pour toutes les options de réponse, en particulier celles qui doivent être déployées par la mise en œuvre des politiques, il existe des retards inévitables dans ce cycle. Les « retards de policy », par lesquels la mise en œuvre est retardée par la lenteur du cycle de mise en œuvre des politiques, sont importants dans de nombreuses options de réponse terrestres (Brown et al. 2019). De plus, le changement de comportement nécessaire pour mettre en place certaines options d'intervention du côté de la demande et de la gestion des risques prend souvent beaucoup de temps, et le retard ne fait qu'allonger ce processus (Stern, 1992; Steg et Vlek, 2009). Par exemple, promouvoir activement la nécessité d'une alimentation plus saine et plus durable par le biais de décisions alimentaires individuelles est un fondement important et une étape habilitante pour les changements futurs, mais il est probable qu'il s'agisse d'un processus lent, et le retard dans le début ne fera qu'exacerber cela.

**Un retard peut conduire à un verrouillage :** un retard dans la mise en œuvre peut entraîner un « verrouillage », car les décisions prises aujourd'hui peuvent limiter le développement et les voies d'accès futurs. Par exemple, les décisions prises maintenant sur l'endroit où construire des infrastructures, faire des investissements et déployer des technologies auront des ramifications à plus long terme (des décennies) en raison de l'inertie des stocks de capital (Van Soest et al. 2017). Parallèlement, la vulnérabilité des pauvres est susceptible d'être exacerbée par le changement climatique, créant un cercle vicieux de verrouillage dans lequel une part croissante du budget carbone en baisse peut être nécessaire pour aider à améliorer la consommation d'énergie pour les plus pauvres (Lamb et Rao 2015).

**Un retard peut accroître la nécessité d'un déploiement**

**généralisé de l'atténuation terrestre (boisement, BECSC) (GIEC 2018; Strefler et al. 2018) :** De nouveaux retards dans l'atténuation pourraient entraîner un besoin accru d'options de suppression du dioxyde de carbone (CDR) plus tard; par exemple, l'atténuation retardée nécessite une augmentation de 10 % du CDR cumulatif au cours du siècle (GIEC 2018). De même, le renforcement des efforts d'atténuation à court terme peut réduire les exigences du CDR en 2100 d'un facteur de 2 à 8 (Strefler et al. 2018). Inversement, les scénarios avec un CDR limité nécessitent des réductions d'émissions plus antérieures (Van Vuuren et al. 2017b) et peut rendre les scénarios d'atténuation plus rigoureux, comme le 1,5 °C, irréalisables (Kriegler et al. 2018a,b).

## Foire aux questions

### FAQ 6.1 | Quels types d'options terrestres peuvent aider à atténuer les changements climatiques et à s'y adapter?

Les options terrestres qui aident à atténuer le changement climatique sont variées et diffèrent considérablement dans leur potentiel. Les options ayant un potentiel d'atténuation modéré à important, et sans effets secondaires indésirables, comprennent des options qui réduisent la pression sur les terres (p.ex., en réduisant les terres nécessaires à la production alimentaire) et celles qui aident à maintenir ou à augmenter les réserves de carbone à la fois en surface (p. ex., mesures forestières, agroforesterie, gestion des incendies) et souterraines (p. ex., augmentation de la matière organique du sol ou réduction des pertes, gestion des terres cultivées et des pâturages, gestion des terres urbaines, réduction de la déforestation et dégradation des forêts). Ces options ont également des avantages pour l'adaptation en améliorant la santé, en augmentant les rendements, en atténuant les inondations et en réduisant les effets des îlots de chaleur urbains. Un autre groupe de pratiques vise à réduire les sources d'émissions de gaz à effet de serre (GES), telles que la gestion du bétail ou la gestion de la fertilisation azotée. Les options terrestres d'adaptation aux changements climatiques peuvent être structurelles (p. ex., systèmes d'irrigation et de drainage, contrôle des inondations et des glissements de terrain), technologiques (p. ex., nouvelles variétés de cultures adaptées, modification des zones et des dates de plantation, utilisation des prévisions climatiques) ou socioéconomiques et institutionnelles (p. ex., réglementation de l'utilisation des terres, associativité entre agriculteurs). Certaines options d'adaptation (par exemple, les nouvelles zones de plantation, l'irrigation) peuvent avoir des effets secondaires néfastes sur la biodiversité et l'environnement. Des options d'adaptation peuvent être planifiées, telles que celles mises en œuvre au niveau régional, national ou municipal (approches descendantes), ou autonomes, telles que de nombreuses décisions technologiques prises par les agriculteurs et les habitants locaux. Dans tous les cas, leur efficacité dépend grandement de la réalisation de la résilience contre les événements extrêmes (par exemple, inondations, sécheresses, chaleur, etc.).

### FAQ 6.2 | Les mesures d'atténuation basées sur les terres pourraient-elles affecter la désertification, la dégradation des terres ou la sécurité alimentaire?

Certaines options pour atténuer le changement climatique sont basées sur l'augmentation des réserves de carbone, à la fois en surface et en dessous du sol, de sorte que l'atténuation est généralement liée à l'augmentation de la teneur en matière organique du sol et à l'augmentation de la couverture terrestre par la végétation vivace. Il existe une relation directe, avec très peu ou pas d'effets secondaires néfastes pour la prévention ou l'inversion de la désertification et de la dégradation des terres et la réalisation de la sécurité alimentaire. En effet, la désertification et la dégradation des terres sont étroitement associées aux pertes de matière organique du sol et à la présence de surfaces de sol nues. La sécurité alimentaire dépend de la réalisation de cultures saines et de rendements élevés et stables dans le temps, ce qui est difficile à atteindre dans les sols pauvres et pauvres en matière organique.

### FAQ 6.3 | Quel est le rôle de la bioénergie dans l'atténuation du changement climatique et quels sont ses défis?

Les plantes absorbent le carbone à mesure qu'elles grandissent. Si des matières végétales (biomasse) sont utilisées pour l'énergie, le carbone qu'il a absorbé de l'atmosphère est relâché. L'utilisation traditionnelle de la bioénergie pour la cuisson et le chauffage est encore répandue dans le monde entier. La conversion moderne à l'électricité, à la chaleur, au gaz et aux combustibles liquides peut réduire le besoin de brûler des combustibles fossiles, ce qui peut réduire les émissions de GES, contribuant ainsi à atténuer le changement climatique. Cependant, la quantité totale d'émissions évitées dépend du type de biomasse, de l'endroit où elle est cultivée, de la façon dont elle est convertie en énergie et du type de source d'énergie qu'elle déplace. Certains types de bioénergie nécessitent des terres réservées (p. ex., le canola pour le biodiesel, les graminées vivaces, les cultures ligneuses à courte rotation), tandis que d'autres peuvent être coproduits ou utiliser des résidus agricoles ou industriels (p. ex., les résidus des cultures de sucre et d'amidon pour l'éthanol et le fumier pour le biogaz). Selon l'endroit, le comment et la quantité de cultures bioénergétiques cultivées, l'utilisation de terres dédiées à la bioénergie pourrait concurrencer les cultures vivrières ou d'autres options d'atténuation. Cela pourrait également entraîner une dégradation des terres, une déforestation ou une perte de biodiversité. Dans certaines circonstances, cependant, la bioénergie peut être bénéfique pour la terre, par exemple, en augmentant le carbone organique du sol. L'utilisation de coproduits et de résidus pour la bioénergie limite la concurrence pour les terres avec de la nourriture, mais pourrait entraîner une dégradation des terres si l'on enlève le carbone et les matières riches en nutriments qui seraient autrement laissées sur la terre. D'autre part, les sous-produits de certains processus de conversion de la bioénergie peuvent être retournés à la terre sous forme d'engrais et peuvent avoir d'autres avantages connexes (par exemple, la réduction de la pollution associée au lisier de fumier). Quel est le rôle de la bioénergie dans l'atténuation du changement climatique et quels sont ses défis?

Les plantes absorbent le carbone à mesure qu'elles grandissent. Si des matières végétales (biomasse) sont utilisées pour l'énergie, le carbone qu'il a absorbé de l'atmosphère est relâché. L'utilisation traditionnelle de la bioénergie pour la cuisson et le chauffage est encore répandue dans le monde entier. La conversion moderne à l'électricité, à la chaleur, au gaz et aux combustibles liquides peut

réduire le besoin de brûler des combustibles fossiles, ce qui peut réduire les émissions de GES, contribuant ainsi à atténuer le changement climatique. Cependant, la quantité totale d'émissions évitées dépend du type de biomasse, de l'endroit où elle est cultivée, de la façon dont elle est convertie en énergie et du type de source d'énergie qu'elle déplace. Certains types de bioénergie nécessitent des terres réservées (p. ex., le canola pour le biodiesel, les graminées vivaces, les cultures ligneuses à courte rotation), tandis que d'autres peuvent être coproduits ou utiliser des résidus agricoles ou industriels (p. ex., les résidus des cultures de sucre et d'amidon pour l'éthanol et le fumier pour le biogaz). Selon l'endroit, le comment et la quantité de cultures bioénergétiques cultivées, l'utilisation de terres dédiées à la bioénergie pourrait concurrencer les cultures vivrières ou d'autres options d'atténuation. Cela pourrait également entraîner une dégradation des terres, une déforestation ou une perte de biodiversité. Dans certaines circonstances, cependant, la bioénergie peut être bénéfique pour la terre, par exemple, en augmentant le carbone organique du sol. L'utilisation de coproduits et de résidus pour la bioénergie limite la concurrence pour les terres avec de la nourriture, mais pourrait entraîner une dégradation des terres si l'on enlève le carbone et les matières riches en nutriments qui seraient autrement laissées sur la terre. D'autre part, les sous-produits de certains processus de conversion de la bioénergie peuvent être retournés à la terre sous forme d'engrais et peuvent avoir d'autres avantages connexes (par exemple, la réduction de la pollution associée au lisier de fumier).

## References

980 références

- Accorsi, R., A. Gallo, and R. Manzini, 2017: A climate driven decision-support model for the distribution of perishable products. *J. Clean. Prod.*, **165**, 917–929, doi:10.1016/j.jclepro.2017.07.170.
- Adamo, S.B., 2010: Environmental migration and cities in the context of global environmental change. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **2**, 161–165, doi:10.1016/J.COSUST.2010.06.005.
- Adger, W.N., 1999: Social vulnerability to climate change and extremes in coastal Vietnam. *World Dev.*, **27**, 249–269, doi:10.1016/S0305-750X(98)00136-3.
- Adger, W.N., 2009: Social capital, collective action, and adaptation to climate change. *Econ. Geogr.*, **79**, 387–404, doi:10.1111/j.1944-8287.2003.tb00220.x. Adger, W.N., N. Brooks, G. Bentham, and M. Agnew, 2004: *New Indicators of Vulnerability and Adaptive Capacity*. Tyndall Centre for Climate Change Research, Norwich, UK, 128 pp.
- Adger, W.N. et al., 2011: Resilience implications of policy responses to climate change. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.*, **2**, 757–766, doi:10.1002/wcc.133. Adimassu, Z., A. Kessler, and L. Stroosnijder, 2013: Exploring co-investments in sustainable land management in the Central Rift Valley of Ethiopia. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.*, **20**, 32–44, doi:10.1080/13504509.2012.740690.
- Adimassu, Z., S. Langan, and R. Johnston, 2016: Understanding determinants of farmers' investments in sustainable land management practices in Ethiopia: Review and synthesis. *Environ. Dev. Sustain.*, **18**, 1005–1023, doi:10.1007/s10668-015-9683-5.
- Aggarwal, P.K. et al., 2018: The climate-smart village approach: Framework of an integrative strategy for scaling up adaptation options in agriculture. *Ecol. Soc.*, **23**, art14, doi:10.5751/ES-09844-230114.
- Agrawal, A., 2001: Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Dev.*, **29**, 1649–1672, doi:10.1016/S0305-750X(01)00063-8.
- Ahlgren, E.O., M. Börjesson Hagberg, and M. Grahn, 2017: Transport biofuels in global energy–economy modelling – A review of comprehensive energy systems assessment approaches. *GCB Bioenergy*, **9**, 1168–1180, doi:10.1111/gcbb.12431.
- Ahmed, S., and J.R. Stepp, 2016: Beyond yields: Climate change effects on specialty crop quality and agroecological management. *Elem. Sci. Anthr.*, **4**, 92, doi:10.12952/journal.elementa.000092.
- Ajibade, I., and G. McBean, 2014: Climate extremes and housing rights: a political ecology of impacts, early warning and adaptation constraints in Lagos slum communities. *Geoforum*, **55**, 76–86, doi:10.1016/j.geoforum.2014.05.005.
- Akhtar, P., Y. Tse, Z. Khan, and R. Rao-Nicholson, 2016: Data-driven and adaptive leadership contributing to sustainability: Global agri-food supply chains connected with emerging markets. *Int. J. Prod. Econ.*, **181**, 392–401. Akter, S., T.J. Krupnik, F. Rossi, and F. Khanam, 2016: The influence of gender and product design on farmers' preferences for weather-indexed crop insurance. *Glob. Environ. Chang.*, **38**, 217–229, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.03.010.
- Al-Mansour F., and Jecic V., 2017: A model calculation of the carbon footprint of agricultural products: The case of Slovenia. *Energy*, **136**, 7–15, doi:10.1016/j.energy.2016.10.099.
- Albert, C., T. Zimmermann, J. Knieling, and C. von Haaren, 2012: Social learning can benefit decision-making in landscape planning: Gartow case study on climate change adaptation, Elbe valley biosphere reserve. *Landsc. Urban Plan.*, **105**, 347–360, doi:10.1016/j.landurbplan.2011.12.024.
- Albrecht, A., and S.T. Kandji, 2003: Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **99**, 15–27, doi:10.1016/S0167-8809(03)00138-5.
- Alderman, H., 2010: Safety nets can help address the risks to nutrition from increasing climate variability. *J. Nutr.*, **140**, 148S–152S, doi:10.3945/jn.109.110825.
- Aleksandrowicz, L., R. Green, E.J.M. Joy, P. Smith, and A. Haines, 2016: The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health: A systematic review. *PLoS One*, **11**, e0165797, doi:10.1371/journal.pone.0165797.
- Alessa, L. et al., 2016: The role of indigenous science and local knowledge in integrated observing systems: Moving toward adaptive capacity indices and early warning systems. *Sustain. Sci.*, **11**, 91–102, doi:10.1007/s11625-015-0295-7.
- Alexander, P. et al., 2015: Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Glob. Environ. Chang.*, **35**, 138–147, doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.08.011.
- Alexander, P., C. Brown, A. Arneth, J. Finnigan, and M.D.A. Rounsevell, 2016: Human appropriation of land for food: The role of diet. *Glob. Environ. Chang.*, **41**, 88–98, doi:10.1016/J.GLOENVCHA.2016.09.005.
- Ali, G., N. Pumijumngong, and S. Cui, 2018: Valuation and validation of carbon sources and sinks through land cover/use change analysis: The case of Bangkok metropolitan area. *Land use policy*, **70**, 471–478, doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2017.11.003.
- Alkama, R., and A. Cescatti, 2016: Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science*, **351**, 600–604, doi:10.1126/science.aac8083.

- Allington, G., and T. Valone, 2010: Reversal of desertification: the role of physical and chemical soil properties. *J. Arid Environ.*, **74**, 973–977.
- Altieri, M.A., and C.I. Nicholls, 2017: The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Clim. Change*, **140**, 33–45, doi:10.1007/s10584-013-0909-y.
- Altieri, M.A., F.R. Funes-Monzote, and P. Petersen, 2012: Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: Contributions to food sovereignty. *Agron. Sustain. Dev.*, **32**, 1–13, doi:10.1007/s13593-011-0065-6.
- Altieri, M.A., C.I. Nicholls, A. Henao, and M.A. Lana, 2015: Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agron. Sustain. Dev.*, **35**, 869–890, doi:10.1007/s13593-015-0285-2.
- Ampaire, E.L. et al., 2017: Institutional challenges to climate change adaptation: A case study on policy action gaps in Uganda. *Environ. Sci. Policy*, **75**, 81–90, doi:10.1016/j.envsci.2017.05.013.
- Anderson, C.M., C.B. Field, and K.J. Mach, 2017: Forest offsets partner climate change mitigation with conservation. *Front. Ecol. Environ.*, **15**, 359–365, doi:10.1002/fee.1515.
- Anderson, H.R., 2017: Implications for the science of air pollution and health. *Lancet Respir. Med.*, **5**, 916–918, doi:10.1016/S2213-2600(17)30396-X.
- Anderson, K., and G. Peters, 2016: The trouble with negative emissions. *Science*, **354**, 182–183, doi:10.1126/science.aah4567.
- Anenberg, S. et al., 2012: Global air quality and health co-benefits of mitigating near-term climate change through methane and black carbon emission controls. *Environ. Health Perspect.*, **120**, 831–839, doi:10.1289/ehp.1104301.
- Angel, S. et al., 2005: *The Dynamics of Global Urban Expansion*. World Bank, Transport and Urban Development Department, Washington, DC, USA, 205 pp.
- Annan, F., and W. Schlenker, 2015: Federal crop insurance and the disincentive to adapt to extreme heat. *Am. Econ. Rev.*, **105**, 262–266, doi:10.1257/aer.p20151031.
- Ansah, I.G.K., B.K.D. Tetteh, and S.A. Donkoh, 2017: Determinants and income effect of yam postharvest loss management: Evidence from the Zabzugu District of Northern Ghana. *Food Secur.*, **9**, 611–620, doi:10.1007/s12571-017-0675-1.
- Antille, D.L., J.M. Bennett, and T.A. Jensen, 2016: Soil compaction and controlled traffic considerations in Australian cotton-farming systems. *Crop Pasture Sci.*, **67**, 1, doi:10.1071/CP15097.
- Antwi-Agyei, P., L.C. Stringer, and A.J. Dougill, 2014: Livelihood adaptations to climate variability: Insights from farming households in Ghana. *Reg. Environ. Chang.*, **14**, 1615–1626, doi:10.1007/s10113-014-0597-9.
- Archer, S. et al., 2011: Brush management as a rangeland conservation strategy: A critical evaluation. In: *Conservation benefits of rangeland practices: assessment, recommendations, and knowledge gaps*. [Briske, D.D. (ed.)]. USDA-NRCS, Washington DC, USA, pp 105–170.
- Armitage, D. et al., 2018: An approach to assess learning conditions, effects and outcomes in environmental governance. *Environ. Policy Gov.*, **28**, 3–14, doi:10.1002/eet.1781.
- Arnáez J, Lana-Renault N, Lasanta T, Ruiz-Flaño P, and Castroviejo J, 2015: Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes: A review. *Catena*, **128**, 122–134.
- Arndt, C., M. Hussain, V. Salvucci, and L. Østerdal, 2016: Effects of food price shocks on child malnutrition: The Mozambican experience 2008/2009. *Econ. Hum. Biol.*, **22**, 1–13.
- Arora, V.K., and A. Montenegro, 2011: Small temperature benefits provided by realistic afforestation efforts. *Nat. Geosci.*, **4**, 514–518, doi:10.1038/ngeo1182.
- Arora, V.K., and J.R. Melton, 2018: Reduction in global area burned and wildfire emissions since 1930s enhances carbon uptake by land. *Nat. Commun.*, **9**, 1326, doi:10.1038/s41467-018-03838-0.
- Arslan, A. et al., 2018: Diversification under climate variability as part of a CSA strategy in rural Zambia. *J. Dev. Stud.*, **54**, 457–480, doi:10.1080/00220388.2017.1293813.
- Asfaw, S., G. Pallante, and A. Palma, 2018: Diversification strategies and adaptation deficit: Evidence from rural communities in Niger. *World Dev.*, **101**, 219–234, doi:10.1016/j.worlddev.2017.09.004.
- Auld, G., L.H. Gulbrandsen, and C.L. McDermott, 2008: Certification schemes and the impacts on forests and forestry. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **33**, 187–211, doi:10.1146/annurev.enviro.33.013007.103754.
- Avetisyan, M., T. Hertel, and G. Sampson, 2014: Is local food more environmentally friendly? The GHG emissions impacts of consuming imported versus domestically produced food. *Environ. Resour. Econ.*, **58**, 415–462, doi:10.1007/s10640-013-9706-3.
- Ayers, J., and T. Forsyth, 2009: Community-based adaptation to climate change. *Environ. Sci. Policy Sustain. Dev.*, **51**, 22–31, doi:10.3200/ENV.51.4.22-31.
- Ayers, J., and D. Dodman, 2010: Climate change adaptation and development I: The state of the debate. *Prog. Dev. Stud.*, **10**, 161–168, doi:10.1177/146499340901000205.
- Baccini, A. et al., 2017: Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, **358**, 230–234, doi:10.1126/science.aam5962.

- Bailey, R., 2013: The “food versus fuel” nexus. *Handb. Glob. Energy Policy*, **8**, 265–281, doi:10.1002/9781118326275.ch16.
- Bajželj, B., K. Richards, B. Bajželj, and K.S. Richards, 2014a: The positive feedback loop between the impacts of climate change and agricultural expansion and relocation. *Land*, **3**, 898–916, doi:10.3390/land3030898.
- Bajželj, B. et al., 2014b: Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 924–929, doi:10.1038/nclimate2353.
- Baker, J.S., C.M. Wade, B.L. Sohngen, S. Ohrel, and A.A. Fawcett, 2019: Potential complementarity between forest carbon sequestration incentives and biomass energy expansion. *Energy Policy*, **126**, 391–401, doi:10.1016/j.enpol.2018.10.009.
- Bala, G., N. Devaraju, R.K. Chaturvedi, K. Caldeira, and R. Nemani, 2013: Nitrogen deposition: How important is it for global terrestrial carbon uptake? *Biogeosciences*, **10**, 7147–7160, doi:10.5194/bg-10-7147-2013.
- Baldos, U.L.C., and T.W. Hertel, 2014: Global food security in 2050: The role of agricultural productivity and climate change. *Aust. J. Agric. Resour. Econ.*, **58**, 554–570, doi:10.1111/1467-8489.12048.
- Baldos, U.L.C., and T.W. Hertel, 2015: The role of international trade in managing food security risks from climate change. *Food Secur.*, **7**, 275–290, doi:10.1007/s12571-015-0435-z.
- Balmford, A. et al., 2018: The environmental costs and benefits of high-yield farming. *Nat. Sustain.*, **1**, 477, doi:10.1038/s41893-018-0138-5.
- Baptista, F. et al., 2013: *Energy efficiency in agriculture*. Conference Paper; 5th International Congress on Energy and Environment Engineering and Management.
- Barbero-Sierra, C., M.J. Marques, and M. Ruíz-Pérez, 2013: The case of urban sprawl in Spain as an active and irreversible driving force for desertification. *J. Arid Environ.*, **90**, 95–102, doi:10.1016/j.jaridenv.2012.10.014.
- Bárcena, T.G. et al., 2014: Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.*, **20**, 2393–2405, doi:10.1111/gcb.12576.
- Barlow, J. et al., 2016: Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, **535**, 144–147, doi:10.1038/nature18326.
- Barnes, A.P., and S.G. Thomson, 2014: Measuring progress towards sustainable intensification: How far can secondary data go? *Ecol. Indic.*, **36**, 213–220, doi:10.1016/j.ecolind.2013.07.001.
- Barnes, A.P., H. Hansson, G. Manevska-Tasevska, S.S. Shrestha, and S.G. Thomson, 2015: The influence of diversification on long-term viability of the agricultural sector. *Land use policy*, **49**, 404–412, doi:10.1016/j.landusepol.2015.08.023.
- Barnett, J., and W.N. Adger, 2007: Climate change, human security and violent conflict. *Polit. Geogr.*, **26**, 639–655, doi:10.1016/j.polgeo.2007.03.003.
- Barnett, J., and J. Palutikof, 2015: 26 The limits to adaptation. A comparative analysis. In: *Applied Studies in Climate Adaptation*, John Wiley & Sons, Ltd., UK, 231 pp.
- Barrett, C., T. Reardon, and P. Webb, 2001: Nonfarm income diversification and household livelihood strategies in rural Africa: Concepts, dynamics, and policy implications. *Food Policy*, **26**, 315–331, doi:10.1016/S0306-9192(01)00014-8.
- Barthel, S., and C. Isendahl, 2013: Urban gardens, agriculture, and water management: Sources of resilience for long-term food security in cities. *Ecol. Econ.*, **86**, 224–234, doi:10.1016/j.ecolecon.2012.06.018.
- Bassoum, S., and D. Ghiggi, 2010: Sahel vert: A project of Centre Mampuya, Senegal. In: *International Symposium on Urban and Peri-Urban Horticulture in the Century of Cities: Lessons, Challenges, Opportunities* 1021, 367–372.
- Bastin, J.-F. et al., 2017: The extent of forest in dryland biomes. *Science*, **356**, 635–638, doi:10.1126/science.aam6527.
- Batidzirai, B., E.M.W. Smeets, and A.P.C. Faaij, 2012: Harmonising bioenergy resource potentials: Methodological lessons from review of state of the art bioenergy potential assessments. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **16**, 6598–6630, doi:10.1016/j.rser.2012.09.002.
- Batterbury, S., 2001: Landscapes of diversity: A local political ecology of livelihood diversification in South-Western Niger. *Ecu-mene*, **8**, 437–464, doi:10.1177/096746080100800404.
- Baudron, F. et al., 2015: Re-examining appropriate mechanization in Eastern and Southern Africa: Two-wheel tractors, conservation agriculture, and private sector involvement. *Food Secur.*, **7**, 889–904, doi:10.1007/s12571-015-0476-3.
- Baumhardt, R.L., B.A. Stewart, and U.M. Sainju, 2015: North American soil degradation: Processes, practices, and mitigating strategies. *Sustain.*, **7**, 2936–2960, doi:10.3390/su7032936.
- Baur, A.H., M. Förster, and B. Kleinschmit, 2015: The spatial dimension of urban greenhouse gas emissions: Analyzing the influence of spatial structures and LULC patterns in European cities. *Landsc. Ecol.*, **30**, 1195–1205, doi:10.1007/s10980-015-0169-5.
- Bautista, S. et al., 2017: Integrating knowledge exchange and the assessment of dryland management alternatives: A learning-centered participatory approach. *J. Environ. Manage.*, **195**, 35–45, doi:10.1016/j.jenvman.2016.11.050.
- Baveye, P.C., J. Berthelin, D. Tessier, and G. Lemaire, 2018: The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, **309**, 118–123, doi:10.1016/j.geoderma.2017.05.005.

- Bayrak, M., L. Marafa, M.M. Bayrak, and L.M. Marafa, 2016: Ten years of REDD+: A critical review of the impact of REDD+ on forest-dependent communities. *Sustainability*, **8**, 620, doi:10.3390/su8070620.
- Beauchemin, K.A., M. Kreuzer, F.O'Mara, and T.A. McAllister, 2008: Nutritional management for enteric methane abatement: A review. *Aust. J. Exp. Agric.*, **48**, 21–27.
- Beerling, D.J. et al., 2018: Farming with crops and rocks to address global climate, food and soil security. *Nat. Plants*, **4**, 138.
- Begum, B.A. et al., 2011: Long-range transport of soil dust and smoke pollution in the South Asian region. *Atmos. Pollut. Res.*, **2**, 151–157, doi:10.5094/APR.2011.020.
- Begum, R., K. Sohag, S. Abdullah, and M. Jaafar, 2015: CO<sub>2</sub> emissions, energy consumption, economic and population growth in Malaysia. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **41**, 594–601, doi:10.1016/j.rser.2014.07.205.
- Begum, R.A., M.S.K. Sarkar, A.H. Jaafar, and J.J. Pereira, 2014: Toward conceptual frameworks for linking disaster risk reduction and climate change adaptation. *Int. J. Disaster Risk Reduct.*, **10**, 362–373, doi:10.1016/J. IJDRR.2014.10.011.
- Behrman, K.D., T.E. Juenger, J.R. Kiniry, and T.H. Keitt, 2015: Spatial land use trade-offs for maintenance of biodiversity, biofuel, and agriculture. *Landsc. Ecol.*, **30**, 1987–1999, doi:10.1007/s10980-015-0225-1.
- Bello, C. et al., 2015: Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Sci. Adv.*, **1**, e1501105, doi:10.1126/sciadv.1501105.
- Benis, K., and P. Ferrão, 2017: Potential mitigation of the environmental impacts of food systems through urban and peri-urban agriculture (UPA): A life cycle assessment approach. *J. Clean. Prod.*, **140**, 784–795, doi:10.1016/j.jclepro.2016.05.176.
- Benjamin, E.O., O. Ola, and G. Buchenrieder, 2018: Does an agroforestry scheme with payment for ecosystem services (PES) economically empower women in sub-Saharan Africa? *Ecosyst. Serv.*, **31**, 1–11, doi:10.1016/j. ecoser.2018.03.004.
- Bennetzen, E., P. Smith, and J. Porter, 2016a: Agricultural production and greenhouse gas emissions from world regions: The major trends over 40 years. *Glob. Environ. Chang.*, **37**, 43–55, doi:https://doi.org/10.1016/j. gloenvcha.2015.12.004.
- Bennetzen, E.H., P. Smith, and J.R. Porter, 2016b: Decoupling of greenhouse gas emissions from global agricultural production: 1970–2050. *Glob. Chang. Biol.*, **22**, 763–781, doi:10.1111/gcb.13120.
- Berman, R., C. Quinn, and J. Paavola, 2012: The role of institutions in the transformation of coping capacity to sustainable adaptive capacity. *Environ. Dev.*, **2**, 86–100, doi:10.1016/j.envdev.2012.03.017.
- Bertram, C. et al., 2018: Targeted policies can compensate most of the increased sustainability risks in 1.5°C mitigation scenarios. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 64038, doi:10.1088/1748-9326/aac3ec.
- Bestelmeyer, B., and D. Briske, 2012: Grand challenges for resilience-based management of rangelands. *Rangel. Ecol. Manag.*, **65**, 654–663, doi:10.2111/REM-D-12-00072.1.
- Bestelmeyer, B.T. et al., 2015: Desertification, land use, and the transformation of global drylands. *Front. Ecol. Environ.*, **13**, 28–36, doi:10.1890/140162.
- Bhattacharjee, K., and B. Behera, 2017: Forest cover change and flood hazards in India. *Land use policy*, **67**, 436–448, doi:10.1016/j. landusepol.2017.06.013.
- Bhattacharyya, R. et al., 2015: Soil degradation in India: Challenges and potential solutions. *Sustainability*, **7**, 3528–3570, doi:10.3390/su7043528. Bhattamishra, R., and C.B. Barrett, 2010: Community-based risk management arrangements: a review. *World Dev.*, **38**, 923–932, doi:10.1016/j.worlddev.2009.12.017.
- Bidwell, D., T. Dietz, and D. Scavia, 2013: Fostering knowledge networks for climate adaptation. *Nat. Clim. Chang.*, **3**, 610–611, doi:10.1038/nclimate1931. Biermann, F., P. Pattberg, H. Van Asselt, and F. Zelli, 2009: The fragmentation of global governance architectures: A framework for analysis. *Glob. Environ. Polit.*, **9**, 14–40.
- Billen, G. et al., 2018: Opening to distant markets or local reconnection of agro-food systems? Environmental consequences at regional and global scales. *Agroecosystem Diversity*, Elsevier, 391–413.
- Birkmann, J. et al., 2015: Scenarios for vulnerability: Opportunities and constraints in the context of climate change and disaster risk. *Clim. Change*, **133**, 53–68, doi:10.1007/s10584-013-0913-2.
- Birthal, P.S., D. Roy, and D.S. Negi, 2015: Assessing the impact of crop diversification on farm poverty in India. *World Dev.*, **72**, 70–92, doi:10.1016/J.WORLDDEV.2015.02.015.
- Bisht, I.S. et al., 2018: Farmers' rights, local food systems, and sustainable household dietary diversification: A case of Uttarakhand Himalaya in north-western India. *Agroecol. Sustain. Food Syst.*, **42**, 77–113, doi:10.1080/21683565.2017.1363118.
- Böcher, M., and M. Krott, 2014: The RIU model as an analytical framework for scientific knowledge transfer: The case of the “decision support system forest and climate change.” *Biodivers. Conserv.*, **23**, 3641–3656, doi:10.1007/s10531-014-0820-5.
- Bockstael, E., and F. Berkes, 2017: Using the capability approach to analyze contemporary environmental governance challenges in coastal Brazil. *Int. J. Commons*, **11**, 799–822, doi:10.18352/ijc.756.
- Bohle, H.G., T.E. Downing, and M.J. Watts, 1994: Climate change and social vulnerability: Toward a sociology and geography of food insecurity. *Glob. Environ. Chang.*, **4**, 37–48.

- Boisvenue, C., and S.W. Running, 2006: Impacts of climate change on natural forest productivity – Evidence since the middle of the 20th century. *Glob. Chang. Biol.*, **12**, 862–882, doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x.
- Bonan, G.B., 2008: Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, **320**, 1444–1449, doi:10.1126/science.1155121.
- Bonn, A., M. Reed, C. Evans, H. Joosten, and C.B. Services, 2014: Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem*, **9**, 54–65, doi:10.1016/j.ecoser.2014.06.011.
- Bonsch, M. et al., 2015: Environmental flow provision: Implications for agricultural water and land-use at the global scale. *Glob. Environ. Chang.*, **30**, 113–132, doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.10.015.
- Bonsch, M. et al., 2016: Trade-offs between land and water requirements for large-scale bioenergy production. *GCB Bioenergy*, **8**, 11–24, doi:10.1111/gcbb.12226.
- Boone, R.B., R.T. Conant, J. Sircely, P.K. Thornton, and M. Herrero, 2018: Climate change impacts on selected global rangeland ecosystem services. *Glob. Chang. Biol.*, **24**, 1382–1393, doi:10.1111/gcb.13995.
- Borrelli, P. et al., 2017: An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nat. Commun.*, **8**, 2013, doi:10.1038/s41467-017-02142-7.
- Bourgoin, J., 2012: Sharpening the understanding of socio-ecological landscapes in participatory land-use planning. A case study in Lao PDR. *Appl. Geogr.*, **34**, 99–110, doi:10.1016/j.apgeog.2011.11.003.
- Bouwer, L.M., E. Papyrakis, J. Poussin, C. Pfuertscheller, and A.H. Thieken, 2014: The costing of measures for natural hazard mitigation in Europe. *Nat. Hazards Rev.*, **15**, 4014010, doi:10.1061/(ASCE)NH.1527-6996.0000133.
- Bowman, A., 2015: Sovereignty, risk and biotechnology: Zambia's 2002 GM controversy in retrospect. *Dev. Change*, **46**, 1369–1391, doi:10.1111/dech.12196.
- Boyd, J., and S. Banzhaf, 2007: What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.*, **63**, 616–626, doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002.
- Boysen, L.R., W. Lucht, and D. Gerten, 2017: Trade-offs for food production, nature conservation and climate limit the terrestrial carbon dioxide removal potential. *Glob. Chang. Biol.*, **23**, 4303–4317, doi:10.1111/gcb.13745.
- Braat, L., 2018: Five reasons why the Science publication “Assessing nature's contributions to people” (Diaz et al. 2018) would not have been accepted in Ecosystem Services. *Ecosyst. Serv.*, **30**, A1–A2, doi:10.1016/j.ecoser.2018.02.002.
- Bradford, K.J. et al., 2018: The dry chain: Reducing postharvest losses and improving food safety in humid climates. *Trends Food Sci. Technol.*, **71**, 84–93, doi:10.1016/j.tifs.2017.11.002.
- Bradshaw, B., H. Dolan, and B. Smit, 2004: Farm-level adaptation to climatic variability and change: Crop diversification in the Canadian prairies. *Clim. Change*, **67**, 119–141, doi:10.1007/s10584-004-0710-z.
- Braun, J. von, B. Algieri, M. Kalkuhl, 2014: World food system disruptions in the early 2000s: causes, impacts and cures. *World Food Policy*, **1**, 34–55, doi:10.18278/wfp.1.1.3.
- de Brauw, A., 2011: Migration and child development during the food price crisis in El Salvador. *Food Policy*, **36**, 28–40, doi:10.1016/j.foodpol.2010.11.002.
- Bren d'Amour, C. et al., 2016: Future urban land expansion and implications for global croplands. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **114**, 8939–8944, doi:10.1073/pnas.1606036114.
- Brenkert, A.L., and E.L. Malone, 2005: Modeling vulnerability and resilience to climate change: A case study of India and Indian states. *Clim. Change*, **72**, 57–102, doi:10.1007/s10584-005-5930-3.
- Briber, B.M. et al., 2015: Tree productivity enhanced with conversion from forest to urban land covers. *PLoS One*, **10**, e0136237, doi:10.1371/journal.pone.0136237.
- Brindha, K., and P. Pavelic, 2016: Identifying priority watersheds to mitigate flood and drought impacts by novel conjunctive water use management. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, **75**, 399, doi:10.1007/s12665-015-4989-z.
- Ten Brink, B.J.E. et al., 2018: Chapter 7: Scenarios of IPBES, land degradation and restoration. In: *Land: The IPBES Assessment Report on Degradation and Restoration*, [L. Montanarella, R. Scholes, and A. Brainich (eds.)], Intergovernmental Ecosystem, Platform on Biodiversity and Services, Bonn, Germany, 531–589 pp.
- Brinkley, C., E. Birch, and A. Keating, 2013: Feeding cities: Charting a research and practice agenda towards food security. *J. Agric. food Syst. community Dev.*, **3**, 81–87, doi:10.5304/jafscd.2013.034.008.
- Brinkman, H., S. De Pee, I. Sanogo, L. Subran, and M. Bloem, 2009: High food prices and the global financial crisis have reduced access to nutritious food and worsened nutritional status and health. *J. Nutr.*, **140**, 1535–1615, doi:10.3945/jn.109.110767.
- Briske, D.D. et al., 2015: Climate-change adaptation on rangelands: Linking regional exposure with diverse adaptive capacity. *Front. Ecol. Environ.*, **13**, 249–256, doi:10.1890/140266.
- Brondizio, E.S., E. Ostrom, and O.R. Young, 2009: Connectivity and the governance of multilevel social-ecological systems: The

- role of social capital. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **34**, 253–278, doi:10.1146/annurev. environ.020708.100707.
- Brooks, N., W.N. Adger, and P.M. Kelly, 2005: The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation. *Glob. Environ. Chang.*, **15**, 151–163, doi:10.1016/j. gloenvcha.2004.12.006.
- Brown, C, P. Alexander, A. Arneth, I. Holman, and M. Rounsevell, 2019: Achievement of Paris climate goals unlikely due to time lags in the land system. *Nat. Clim. Chang.*, **1**.
- Brundu, G., and D.M. Richardson, 2016: Planted forests and invasive alien trees in Europe: A code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NeoBiota*, **30**, 5–47, doi:10.3897/neobiota.30.7015.
- Bryan, E., T.T. Deressa, G.A. Gbetibouo, and C. Ringler, 2009: Adaptation to climate change in Ethiopia and South Africa: Options and constraints. *Environ. Sci. Policy*, **12**, 413–426, doi:10.1016/j.envsci.2008.11.002.
- Bryan, E. et al., 2013: Adapting agriculture to climate change in Kenya: Household strategies and determinants. *J. Environ. Manage.*, **114**, 26–35, doi:10.1016/j.jenvman.2012.10.036.
- Bryceson, D.F., 1999: African rural labour, income diversification & livelihood approaches: A long-term development perspective. *Rev. Afr. Polit. Econ.*, **26**, 171–189, doi:10.1080/03056249908704377.
- Burney, J., S.J. Davis, and D.B. Lobell, 2010: Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **107**, 12052–12057, doi:10.1073/pnas.0914216107.
- Busch, J., and J. Engelmann, 2017: Cost-effectiveness of reducing emissions from tropical deforestation, 2016–2050. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 15001, doi:10.1088/1748-9326/aa907c.
- Busse, H., W. Jogo, G. Leversson, F. Asfaw, and H. Tesfay, 2017: Prevalence and predictors of stunting and underweight among children under 5 years in Tigray, Ethiopia: Implications for nutrition-sensitive agricultural interventions. *J. Hunger Environ. Nutr.*, **1**–20, doi:10.1080/19320248.2017.1393364.
- Bustamante, M. et al., 2014: Co-benefits, trade-offs, barriers and policies for greenhouse gas mitigation in the agriculture, forestry and other land use (AFOLU) sector. *Glob. Chang. Biol.*, **20**, 3270–3290, doi:10.1111/gcb.12591.
- Byerlee, D., T. Jayne, and R. Myers, 2006: Managing food price risks and instability in a liberalizing market environment: Overview and policy options. *Food Policy*, **31**, 275–287, doi:10.1016/j.foodpol.2006.02.002.
- Byers, E., M. Gidden, and D. Lecl, 2018: Global exposure and vulnerability to multi-sector development and climate change hotspots. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 55012, doi:10.1088/1748-9326/aabf45.
- Cacho, J.F., M.C. Negri, C.R. Zumpf, and P. Campbell, 2018: Introducing perennial biomass crops into agricultural landscapes to address water quality challenges and provide other environmental services. *Wiley Interdiscip. Rev. Energy Environ.*, **7**, e275, doi:10.1002/wene.275.
- Cai, H., X. Yang, and X. Xu, 2013: Spatiotemporal patterns of urban encroachment on cropland and its impacts on potential agricultural productivity in China. *Remote Sens.*, **5**, 6443–6460, doi:10.3390/rs5126443.
- Calvin, K. et al., 2013: Implications of simultaneously mitigating and adapting to climate change: Initial experiments using GCAM. *Clim. Change*, **117**, 545–560, doi:10.1007/s10584-012-0650-y.
- Calvin, K. et al., 2014: Trade-offs of different land and bioenergy policies on the path to achieving climate targets. *Clim. Change*, **123**, 691–704, doi:10.1007/s10584-013-0897-y.
- Calvin, K. et al., 2016: Implications of uncertain future fossil energy resources on bioenergy use and terrestrial carbon emissions. *Clim. Change*, **136**, 57–68, doi:10.1007/s10584-013-0923-0.
- Calvin, K. et al., 2017: The SSP4: A world of deepening inequality. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 284–296, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.06.010.
- Campbell, B.C., and J.R. Veteto, 2015: Free seeds and food sovereignty: Anthropology and grassroots agrobiodiversity conservation strategies in the US South. *J. Polit. Ecol.*, **22**, 445–465, doi:10.2458/v22i1.21118.
- Campbell, B.M., P. Thornton, R. Zougmore, P. VanAsten, and L. Lipper, 2014: Sustainable intensification: What is its role in climate smart agriculture? *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **8**, 39–43, doi:10.1016/J.COSUST.2014.07.002.
- Campbell, B.M. et al., 2016: Reducing risks to food security from climate change. *Glob. Food Sec.*, **11**, 34–43, doi:10.1016/j.gfs.2016.06.002.
- Campbell, J.E., D.B. Lobell, R.C. Genova, and C.B. Field, 2008: The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands. *Environ. Sci. Technol.*, **42**, 5791–5794, doi:10.1021/es800052w.
- Campbell, J.R., 2015: Development, global change and traditional food security in Pacific Island countries. *Reg. Environ. Chang.*, **15**, 1313–1324, doi:10.1007/s10113-014-0697-6.
- Caplow, S., P. Jagger, K. Lawlor, and E. Sills, 2011: Evaluating land use and livelihood impacts of early forest carbon projects: Lessons for learning about REDD+. *Environ. Sci. Policy*, **14**, 152–167, doi:10.1016/j.envsci.2010.10.003.
- Capone, R., H. El Bilali, P. Debs, G. Cardone, and N. Driouech, 2014: Food system sustainability and food security: Connecting the dots. *J. Food Secur.*, **2**, 13–22, doi:10.12691/JFS-2-

1-2.

- Cardoso, A.S. et al., 2016: Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. *Agric. Syst.*, **143**, 86–96, doi:10.1016/J.AGSY.2015.12.007.
- Carlson, K.M., and L.M. Curran, 2013: Refined carbon accounting for oil palm agriculture: Disentangling potential contributions of indirect emissions and smallholder farmers. *Carbon Manag.*, **4**, 347–349, doi:10.4155/cmt.13.39.
- Carlson, K.M. et al., 2018: Effect of oil palm sustainability certification on deforestation and fire in Indonesia. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **115**, 121–126, doi:10.1073/pnas.1704728114.
- Carmen, R., A. Zabala, W. Daeli, and J. Phelps, 2017: Perceptions across scales of governance and the Indonesian peatland fires. *Glob. Environ. Chang.*, **46**, 50–59, doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.08.001.
- Carpenter, S.R. et al., 2009: Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **106**, 1305–1312, doi:10.1073/pnas.0808772106.
- Carreño, M.L., O.D. Cardona, and A.H. Barbat, 2007: A disaster risk management performance index. *Nat. Hazards*, **41**, 1–20, doi:10.1007/s11069-006-9008-y.
- Carter, D.R., R.T. Fahey, K. Dreisilker, M.B. Bialecki, and M.L. Bowles, 2015: Assessing patterns of oak regeneration and C storage in relation to restoration-focused management, historical land use, and potential trade-offs. *For. Ecol. Manage.*, **343**, 53–62, doi:10.1016/j.foreco.2015.01.027.
- Carvalho, J.L.N., T.W. Hudiburg, H.C.J. Franco, and E.H. Delucia, 2016: Contribution of above- and belowground bioenergy crop residues to soil carbon. *GCB Bioenergy*, **9**, 1333–1343, doi:10.1111/gcbb.12411.
- Cava, M.G.B., N.A.L. Pilon, M.C. Ribeiro, and G. Durigan, 2018: Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *J. Appl. Ecol.*, **55**, 1164–1172, doi:10.1111/1365-2664.13046.
- Cavanagh, C., A. Chemarum, P. Vedeld, and J. Petursson, 2017: Old wine, new bottles? Investigating the differential adoption of “climate-smart” agricultural practices in western Kenya. *J. Rural Stud.*, **56**, 114–123, doi:10.1016/j.jrurstud.2017.09.010.
- Cerri, C.E.P. et al., 2018: Reducing Amazon deforestation through agricultural intensification in the cerrado for advancing food security and mitigating climate change. *Sustainability*, **10**, 989, doi:10.3390/su10040989.
- CGIAR, 2016: *The drought crisis in the Central Highlands of Vietnam*. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS), Vietnam.
- Chaboud, G., and B. Daviron, 2017: Food losses and waste: Navigating the inconsistencies. *Glob. Food Sec.*, **12**, 1–7, doi:10.1016/j.gfs.2016.11.004.
- Chadwick, D.R. et al., 2014: Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. *Eur. J. Soil Sci.*, **65**, 295–307, doi:10.1111/ejss.12117.
- Challinor, A.J. et al., 2014: A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 287–291, doi:10.1038/NCLIMATE2153.
- Chamen, W., A.P. Moxey, W. Towers, B. Balana, and P.D. Hallett, 2015: Mitigating arable soil compaction: A review and analysis of available cost and benefit data. *Soil Tillage Res.*, **146**, 10–25, doi:10.1016/J.STILL.2014.09.011.
- Chang, Y., G. Li, Y. Yao, L. Zhang, and C. Yu, 2016: Quantifying the water-energy-food nexus: Current status and trends. *Energies*, MDPI AG., **17**, doi: 10.3390/en9020065.
- Chappell, M.J., J.R. Moore, and A.A. Heckelman, 2016: Participation in a city food security program may be linked to higher alpha- and beta- diversity: An exploratory case from Belo Horizonte, Brazil. *Agroecol. Sustain. Food Syst.*, **40**, 804–829, doi:10.1080/21683565.2016.1160020.
- Chaturvedi, V. et al., 2013: Climate mitigation policy implications for global irrigation water demand. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, **20**, 389–407, doi:10.1007/s11027-013-9497-4.
- Cheesman, S., C. Thierfelder, N.S. Eash, G.T. Kassie, and E. Frossard, 2016: Soil carbon stocks in conservation agriculture systems of Southern Africa. *Soil Tillage Res.*, **156**, 99–109, doi:10.1016/J.STILL.2015.09.018.
- Chen, J., 2007: Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security. *Catena*, **69**, 1–15, doi:10.1016/J.CATENA.2006.04.019. Chen, L., J. Wang, W. Wei, B. Fu, and D. Wu, 2010: Effects of landscape restoration on soil water storage and water use in the Loess Plateau Region, China. *For. Ecol. Manage.*, **259**, 1291–1298, doi:10.1016/J.FORECO.2009.10.025.
- Chen, W., 2017: Environmental externalities of urban river pollution and restoration: A hedonic analysis in Guangzhou (China). *Landsc. Urban Plan.*, **157**, 170–179, doi:10.1016/j.landurbplan.2016.06.010.
- Cherubini, F., S. Vezhapparambu, W. Bogren, R. Astrup, and A.H. Strømman, 2017: Spatial, seasonal, and topographical patterns of surface albedo in Norwegian forests and cropland. *Int. J. Remote Sens.*, **38**, 4565–4586, doi: 10.1080/01431161.2017.1320442.
- Chhatre, A., and A. Agrawal, 2009: Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **106**, 17667–17670, doi:10.1073/pnas.0905308106.

- Chow, J., 2018: Mangrove management for climate change adaptation and sustainable development in coastal zones. *J. Sustain. For.*, **37**, 139–156, doi:10.1080/10549811.2017.1339615.
- Chum, H., A. Faaij, J. Moreira, G. Berndes, P. Dhamija, H. Dong, B. Gabrielle, Goss Eng, W. Lucht, M. Mapako, O. Masera Cerutti, T. McIntyre, T. Minowa, and K. Pingoud, 2011: Bioenergy. In: IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation, [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 209–332.
- Ciais, P. Ciais, P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann, C. Jones, C. Le Quéré, R. B. Myneni, S. Piao, and P. Thornton, 2013a: Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 465–570.
- Claassen, R., F. Carriazo, J. Cooper, D. Hellerstein, and K. Ueda, 2011a: *Grassland to Cropland Conversion in the Northern Plains. The Role of Crop Insurance, Commodity, and Disaster Programs*. United States Department of Agriculture, Washington, DC, USA, 85 pp.
- Claassen, R., J.C. Cooper, and F. Carriazo, 2011b: Crop insurance, disaster payments, and land use change: the effect of sodsaver on incentives for grassland conversion. *J. Agric. Appl. Econ.*, **43**, 195–211, doi:10.1017/S1074070800004168.
- Clark, M., and D. Tilman, 2017: Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency: and food choice. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 64016, doi:10.1088/1748-9326/aa6cd5.
- Clarke L., K. Jiang, K. Akimoto, M. Babiker, G. Blanford, K. Fisher-Vanden, J.-C. Hourcade, V. Krey, E. Kriegler, A. Löschel, D. McCollum, S. Paltsev, S. Rose, P.R. Shukla, M. Tavoni, B.C.C. van der Zwaan, and D.P. van Vuuren, 2014: Assessing Transformation Pathways. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Clay, D.C. et al., 1995: *Promoting Food Security in Rwanda through Sustainable Agricultural Productivity: Meeting the Challenges of Population Pressure, Land Degradation, and Poverty*. Michigan State University, Department of Agricultural, Food, and Resource Economics, Michigan, USA., 136 pp.
- Coakley, J., 2005: Atmospheric physics: reflections on aerosol cooling. *Nature*, **438**, 1091–1092, doi:10.1038/4381091a.
- Cohen, M.J., J. Clapp, and Centre for International Governance Innovation., 2009: *The Global Food Crisis: Governance Challenges and Opportunities*. Wilfrid Laurier University Press, Ontario, Canada, 267 pp.
- Cohn, A.S., J. Gil, T. Berger, H. Pellegrina, and C. Toledo, 2016: Patterns and processes of pasture to crop conversion in Brazil: Evidence from Mato Grosso State. *Land use policy*, **55**, 108–120, doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2016.03.005.
- Cohn, A.S. et al., 2017: Smallholder agriculture and climate change. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **42**, 347–375, doi:10.1146/annurev-environ-102016-060946.
- Collins, K., and R. Ison, 2009: Jumping off Arnstein's ladder: Social learning as a new policy paradigm for climate change adaptation. *Environ. Policy Gov.*, **19**, 358–373, doi:10.1002/eet.523.
- Collins, M., R. Knutti, J. Arblaster, J.-L. Dufresne, T. Fichefet, P. Friedlingstein, X. Gao, W.J. Gutowski, T. Johns, G. Krinner, M. Shongwe, C. Tebaldi, A.J. Weaver and M. Wehner, 2013: Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Conant, R.T., and K. Paustian, 2002: Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles*, **16**, 90-1-90–99, doi:10.1029/2001GB001661.
- Conant, R.T., and K. Paustian, S.J. Del Grosso, and W.J. Parton, 2005: Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, **71**, 239–248, doi:10.1007/s10705-004-5085-z.
- Conant, R.T., C.E.P. Cerri, B.B. Osborne, and K. Paustian, 2017: Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecol. Appl.*, **27**, 662–668, doi:10.1002/eap.1473.
- de Coninck, H., A. Revi, M. Babiker, P. Bertoldi, M. Buckeridge, A. Cartwright, Dong, J. Ford, S. Fuss, J.-C. Hourcade, D. Ley, R. Mechler, P. Newman, A. Revokatova, S. Schultz, L. Steg, and T. Sugiyama, 2018: Strengthening and Implementing the Global Response. In: Global Warming of 1.5°C: an IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, pp. 313–444.

- Cools, J., D. Innocenti, and S. O'Brien, 2016: Lessons from flood early warning systems. *Environ. Sci. Policy*, **58**, 117–122, doi:10.1016/J.ENVSCI.2016.01.006.
- Coomes, O.T. et al., 2015: Farmer seed networks make a limited contribution to agriculture? Four common misconceptions. *Food Policy*, **56**, 41–50, doi:10.1016/J.FOODPOL.2015.07.008.
- Correa, D.F., H.L. Beyer, H.P. Possingham, S.R. Thomas-Hall, and P.M. Schenk, 2017: Biodiversity impacts of bioenergy production: microalgae vs. first generation biofuels. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **74**, 1131–1146, doi:10.1016/J.RSER.2017.02.068.
- Cossalter, C., and C. Pye-Smith, 2003: *Fast-wood Forestry: Myths and Realities*. The Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor Barat, Indonesia.
- Costanza, R. et al., 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253–260, doi:10.1038/387253a0.
- Coutts, A., and R. Harris, 2013: *A Multi-Scale Assessment of Urban Heating in Melbourne During an Extreme Heat Event and Policy Approaches for Adaptation*. Victorian Centre for Climate Change Adaptation Research, Victoria, Australia, 64 pp.
- Couwenberg, J., R. Dommain, and H. Joosten, 2010: Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in South-East Asia. *Glob. Chang. Biol.*, **16**, 1715–1732, doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x.
- CRED, 2015: *The human cost of natural disasters 2015: A Global Perspective*. CRED, Brussels, Belgium, 55 pp.
- Creutzig, F. et al., 2015: Bioenergy and climate change mitigation: An assessment. *GCB Bioenergy*, **7**, 916–944, doi:10.1111/gcbb.12205.
- Cromsigt, J.P.G.M. et al., 2018: Trophic rewilding as a climate change mitigation strategy? *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, **373**, 20170440, doi:10.1098/rstb.2017.0440.
- Cronin, J., G. Anandarajah, and O. Dessens, 2018: Climate change impacts on the energy system: A review of trends and gaps. *Clim. Change*, **151**, 79–93, doi:10.1007/s10584-018-2265-4.
- Curtis, P.G., C.M. Slay, N.L. Harris, A. Tyukavina, and M.C. Hansen, 2018: Classifying drivers of global forest loss. *Science (80-.)*, **361**, 1108–1111, doi:10.1126/science.aau3445.
- D'Amato, A.W., J.B. Bradford, S. Fraver, and B.J. Palik, 2011: Forest management for mitigation and adaptation to climate change: Insights from long-term silviculture experiments. *For. Ecol. Manage.*, **262**, 803–816, doi:10.1016/j.foreco.2011.05.014.
- D'Odorico, P. et al., 2013: Vegetation-microclimate feedbacks in woodland-grassland ecotones. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, **22**, 364–379, doi:10.1111/geb.12000.
- Dagar, J., P. Sharma, D. Sharma, and A. Singh, 2016: *Innovative Saline Agriculture*. Springer India, New Delhi, 1–519 pp.
- Dai, Z., 2010: Intensive agropastoralism: Dryland degradation, the grain-to-green program and islands of sustainability in the Mu Us sandy land of China. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **138**, 249–256.
- Dale, V.H. et al., 2001: Climate change and forest disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *Bioscience*, **51**, 723–734, doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0723:ccafd]2.0.co;2.
- Dallimer, M., L.C. et al., 2018: Who uses sustainable land management practices and what are the costs and benefits? Insights from Kenya. *L. Degrad. Dev.*, **29**, 2822–2835, doi:10.1002/ldr.3001.
- Danley, B., and C. Widmark, 2016: Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecol. Econ.*, **126**, 132–138, doi:10.1016/J.ECOLECON.2016.04.003.
- DARA, 2012: *Climate Vulnerability Monitor*. DARA, Madrid, Spain, 331 pp.
- Darnton-Hill, I., and B. Cogill, 2010: Maternal and young child nutrition adversely affected by external shocks such as increasing global food prices. *J. Nutr.*, **140**, 162S–169S, doi:10.3945/jn.109.111682.
- Dasgupta, P., J.F. Morton, D. Dodman, B. Karapinar, F. Meza, M.G. Rivera-Ferre, A. Toure Sarr, and K.E. Vincent, 2014: Rural areas. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros,
- D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 613–657.
- Datta, K.K., C. De Jong, and O.P. Singh, 2000: Reclaiming salt-affected land through drainage in Haryana, India: A financial analysis. *Agric. Water Manag.*, **46**, 55–71, doi:10.1016/S0378-3774(00)00077-9.
- Davies, J., 2016: Enabling governance for sustainable land management. In: *Land Restoration*, Academic Press, 67–76, doi:10.1016/B978-0-12-801231-4.00006-9.
- Davis, S.C. et al., 2013: Management swing potential for bioenergy crops. *GCB Bioenergy*, **5**, 623–638, doi:10.1111/gcbb.12042.
- Deal, B., and D. Schunk, 2004: Spatial dynamic modeling and urban land use transformation: A simulation approach to assessing the costs of urban sprawl. *Ecol. Econ.*, **51**, 79–95, doi:10.1016/j.ecolecon.2004.04.008.

- DeCicco, J.M., 2013: Biofuel's carbon balance: Doubts, certainties and implications. *Clim. Change*, **121**, 801–814, doi:10.1007/s10584-013-0927-9. Deininger, K., T. Hilhorst, and V. Songwe, 2014: Identifying and addressing land governance constraints to support intensification and land market operation: Evidence from 10 African countries. *Food Policy*, **48**, 76–87.
- Delgado, C.L., 2010: Sources of growth in smallholder agriculture integration of smallholders with processors in sub-saharan Africa: The role of vertical and marketers of high value-added items. *Agrekon*, **38**, 165–198, doi:10.1080/03031853.1999.9524913.
- Dell, M., B.F. Jones, and B.A. Olken, 2012: Temperature shocks and economic growth: Evidence from the last half century. *Am. Econ. J. Macroecon.*, **4**, 66–95.
- DERM, 2011: *Salinity Management Handbook. Second Edition*. Brisbane, Australia: Department of Environment and Resource Management, 188 pp. Derpsch, R., T. Friedrich, A. Kassam, and H. Li, 2010: Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *Int. J. Agric. Biol. Eng.*, **3**, 1–25, doi:10.25165/IJABE.V3I1.223.
- Descheemaeker, K. et al., 2016: Climate change adaptation and mitigation in smallholder crop–livestock systems in sub-Saharan Africa: A call for integrated impact assessments. *Reg. Environ. Chang.*, **16**, 2331–2343, doi:10.1007/s10113-016-0957-8.
- Deschênes, O., and M. Greenstone, 2011: Climate change, mortality, and adaptation: Evidence from annual fluctuations in weather in the US. *Am. Econ. J. Appl. Econ.*, **3**, 152–185.
- Díaz-Ruiz, R., M. Costa-Font, and J.M. Gil, 2018: Moving ahead from food-related behaviours: An alternative approach to understand household food waste generation. *J. Clean. Prod.*, **172**, 1140–1151.
- Díaz, S. et al., 2015: The IPBES conceptual framework – Connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **14**, 1–16, doi:10.1016/J.COSUST.2014.11.002.
- Díaz, S. et al., 2018: Assessing nature's contributions to people. *Science.*, **359**, 270–272, doi:10.1126/science.aap8826.
- Dickie, I.A. et al., 2014: Confliction: values: Ecosystem services and invasive tree management. *Biol. Invasions*, **16**, 705–719, doi:10.1007/s10530-013-0609-6. Dickinson, D. et al., 2014: Cost-benefit analysis of using biochar to improve cereals agriculture. *GCB Bioenergy*, **7**, 850–864, doi:10.1111/gcbb.12180. Dietz, T., E. Ostrom, and P. Stern, 2013: The struggle to govern the commons. *Science.*, **302**, 1907–1912, doi: 10.1126/science.1091015.
- DiGiano, M.L., and A.E. Racelis, 2012: Robustness, adaptation and innovation: Forest communities in the wake of Hurricane Dean. *Appl. Geogr.*, **33**, 151–158, doi:10.1016/j.apgeog.2011.10.004.
- Dillon, P., and M. Arshad, 2016: Managed aquifer recharge in integrated water resource management. In: *Integrated Groundwater Management* [A.J. Jakeman, O. Barreteau, R.J. Hunt, J.-D. Rinaudo, and A. Ross (eds.)]. Springer, Cham, Switzerland, 435–452 pp.
- Djalante, R., F. Thomalla, M.S. Sinapoy, and M. Carnegie, 2012: Building resilience to natural hazards in Indonesia: Progress and challenges in implementing the Hyogo Framework for Action. *Nat. Hazards*, **62**, 779–803, doi:10.1007/s11069-012-0106-8.
- Djeddaoui, F., M. Chadli, and R. Gloaguen, 2017: Desertification susceptibility mapping using logistic regression analysis in the Djelfa area, Algeria. *Remote Sens.*, **9**, 1031, doi:10.3390/rs9101031.
- Djenontin, I., S. Foli, and L. Zulu, 2018: Revisiting the factors shaping outcomes for forest and landscape restoration in sub-Saharan Africa: A way forward for policy, practice and research. *Sustainability*, **10**, 906.
- Doelman, J.C. et al., 2018: Exploring SSP land-use dynamics using the IMAGE model: Regional and gridded scenarios of land-use change and land-based climate change mitigation. *Glob. Environ. Chang.*, **48**, 119–135, doi:10.1016/J.GLOENVCHA.2017.11.014.
- Doerr, S., and C. Santín, 2016: Global trends in wildfire and its impacts: Perceptions versus realities in a changing world. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, **371**, 20150345, doi:10.1098/rstb.2015.0345.
- Don, A. et al., 2012: Land-use change to bioenergy production in Europe: Implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy*, **4**, 372–391, doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x.
- Donato, D. et al., 2011: Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat. Geosci.*, **4**, 293.
- Dooley, K., and S. Kartha, 2018: Land-based negative emissions: Risks for climate mitigation and impacts on sustainable development. *Int. Environ. Agreements Polit. Law Econ.*, **18**, 79–98, doi:10.1007/s10784-017-9382-9.
- Dornburg, V. et al., 2010: Bioenergy revisited: Key factors in global potentials of bioenergy. *Energy Environ. Sci.*, **3**, 258–267, doi:10.1039/B922422J.
- Dresner, M., C. Handelman, S. Braun, and G. Rollwagen-Bollens, 2015: Environmental identity, pro-environmental behaviors, and civic engagement of volunteer stewards in Portland area parks. *Environ. Educ. Res.*, **21**, 991–1010, doi:10.1080/13504622.2014.964188.
- Drewry, J., 2006: Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **114**, 159–169.
- Duarte, C.M., I.J. Losada, I.E. Hendriks, I. Mazarrasa, and N. Marbà, 2013: The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nat. Clim. Chang.*, **3**, 961–968, doi:10.1038/nclimate1970.
- Dubbeling, M., 2014: *Integrating Urban and Peri-Urban Agriculture and Forestry (UPAF) in City Climate Change Strategies*. RUAF

- Foundation, Leusden, The Netherlands, 18 pp.
- Dudley, N. et al., 2010: *Natural Solutions: Protected Areas Helping People Cope with Climate Change*. Gland, Switzerland, Washington DC and New York, USA, 130 pp.
- Dugan, A.J. et al., 2018: A systems approach to assess climate change mitigation options in landscapes of the United States forest sector. *Carbon Balance Manag.*, **13**, 13, doi:10.1186/s13021-018-0100-x.
- Durigan, G., N. Guerin, and J.N.M.N. da Costa, 2013: Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: Motivations, engagement, challenges and perspectives. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, **368**, 20120165–20120165, doi:10.1098/rstb.2012.0165.
- Edelenbosch, O.Y. et al., 2017: Decomposing passenger transport futures: Comparing results of global integrated assessment models. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.*, **55**, 281–293, doi:10.1016/j.trd.2016.07.003.
- Edmonds, J. et al., 2013: Can radiative forcing be limited to 2.6 Wm<sup>-2</sup> without negative emissions from bioenergy and CO<sub>2</sub> capture and storage? *Clim. Change*, **118**, 29–43, doi:10.1007/s10584-012-0678-z.
- Eisenbies, M.H., W.M. Aust, J.A. Burger, and M.B. Adams, 2007: Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians — A review. *For. Ecol. Manage.*, **242**, 77–98. Ellis, E.C., and N. Ramankutty, 2008: Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Front. Ecol. Environ.*, **6**, 439–447, doi:10.1890/070062. Ellis, F., 1998: Household strategies and rural livelihood diversification. *J. Dev. Stud.*, **35**, 1–38, doi:10.1080/00220389808422553.
- Ellis, F., 2008: The determinants of rural livelihood diversification in developing countries. *J. Agric. Econ.*, **51**, 289–302, doi:10.1111/j.1477-9552.2000.tb01229.x.
- Ellison, D. et al., 2017: Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Glob. Environ. Chang.*, **43**, 51–61, doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002. Emerton, L., J. Bishop, and L. Thomas, 2006: *Sustainable Financing of Protected Areas: A Global Review of Challenges and Options*. IUCN – The World Conservation Union, Gland, Switzerland, 109 pp.
- Ensor, J., R. Berger, and S. Huq, 2014: *Community-Based Adaptation to Climate Change: Emerging Lessons*. Practical Action Publishing, Rugby, UK, pp. 183–197.
- EPA, 2018: *Risk Management Plan RPM\* esubmit User's Manual*. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 160 pp.
- Epron, D. et al., 2016: Effects of compaction by heavy machine traffic on soil fluxes of methane and carbon dioxide in a temperate broadleaved forest. *For. Ecol. Manage.*, **382**, 1–9, doi:10.1016/J.FORECO.2016.09.037.
- Erb, K.H., H. Haberl, and C. Plutzer, 2012: Dependency of global primary bioenergy crop potentials in 2050 on food systems, yields, biodiversity conservation and political stability. *Energy Policy*, **47**, 260–269, doi:https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.066.
- Erb, K.H. et al., 2016: Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nat. Commun.*, **7**, 11382.
- Erb, K.H. et al., 2017: Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature*, **553**, 73–76, doi:10.1038/nature25138.
- cilla-Montserrat, M. et al., 2019: Analysis of the consumer's perception of urban food products from a soilless system in rooftop greenhouses: A case study from the Mediterranean area of Barcelona (Spain). *Agric. Human Values*, 1–19, doi:10.1007/s10460-019-09920-7.
- Eriksson, L.O. et al., 2012: Climate change mitigation through increased wood use in the European construction sector – Towards an integrated modelling framework. *Eur. J. For. Res.*, **131**, 131–144, doi:10.1007/s10342-010-0463-3.
- Erismann, J.W., M.A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont, and W. Winiwarter, 2008: How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nat. Geosci.*, **1**, 636–639, doi:10.1038/ngeo325.
- Erwin, K.L., 2009: Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetl. Ecol. Manag.*, **17**, 71–84, doi:10.1007/s11273-008-9119-1.
- Esteves, T. et al., 2012: Mitigating land degradation caused by wildfire: Application of the PESERA model to fire-affected sites in central Portugal. *Geoderma*, **191**, 40–50.
- Evans, R.G., and E.J. Sadler, 2008: Methods and technologies to improve efficiency of water use. *Water Resour. Res.*, **44**, 1–15, doi:10.1029/2007WR006200.
- Evers, M., and S. Hofmeister, 2011: Gender mainstreaming and participative planning for sustainable land management. *J. Environ. Plan. Manag.*, **54**, 1315–1329, doi:10.1080/09640568.2011.573978.
- Fabinyi, M., L. Evans, and S.J. Foale, 2014: Social-ecological systems, social diversity, and power: Insights from anthropology and political ecology. *Ecol. Soc.*, **19**(4): 28, doi:10.5751/ES-07029-190428.
- Fafchamps, M., C. Udry, and K. Czukas, 1998: Drought and saving in West Africa: Are livestock a buffer stock? *J. Dev. Econ.*, **55**, 273–305, doi:10.1016/S0304-3878(98)00037-6.
- Fakhrudin, S.H.M., A. Kawasaki, and M.S. Babel, 2015: Community responses to flood early warning system: Case study in Kajuri Union, Bangladesh. *Int. J. Disaster Risk Reduct.*, **14**, 323–331, doi:10.1016/J.IJDRR.2015.08.004.

- FAO, 2006: *Fire Management: Voluntary Guidelines. Principles and Strategic Actions*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2 pp.
- FAO, 2011a: *The Global Bioenergy Partnership Sustainability Indicators for Bioenergy*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 223 pp.
- FAO, 2011b: *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture. Managing Systems at Risk*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, and Earthscan, London, UK, 308 pp.
- FAO, 2015: *The Impact of Disasters on Agriculture and Food Security*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 54 pp.
- FAO, 2017a: *The Future of Food and Agriculture – Trends and Challenges*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy 180 pp. FAO, 2017b: *Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 26 pp.
- FAO, 2018a: *Handbook for Saline Soil Management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 144 pp.
- FAO, 2018b: *The Future of Food and Agriculture. Alternative pathways to 2050*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 64 pp. FAO, 2018c: *The State of the World's Forests*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 180 pp.
- FAO and ITPS, 2015: *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 650 pp.
- FAO, IFAD and WFP, 2013: *The State of Food Insecurity in the World*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 56 pp.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO, 2018: *The State of Food Security and Nutrition in the World 2018*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 202 pp.
- Favero, A., and E. Massetti, 2014: Trade of woody biomass for electricity generation under climate mitigation policy. *Resour. Energy Econ.*, **36**, 166–190, doi:10.1016/J.RESENEECO.2013.11.005.
- Favero, A., and R. Mendelsohn, 2014: Using markets for woody biomass energy to sequester carbon in forests. *J. Assoc. Environ. Resour. Econ.*, **1**, 75–95, doi:10.1086/676033.
- Favero, A., and R. Mendelsohn, 2017: The land-use consequences of woody biomass with more stringent climate mitigation scenarios. *J. Environ. Prot. (Irvine, Calif.)*, **8**, 61–73, doi:10.4236/jep.2017.81006.
- Fenton, A., J. Paavola, and A. Tallontire, 2017: The role of microfinance in household livelihood adaptation in Satkhira District, South-west Bangladesh. *World Dev.*, **92**, 192–202, doi:10.1016/j.worlddev.2016.12.004.
- Findell, K.L. et al., 2017: The impact of anthropogenic land use and land cover change on regional climate extremes. *Nat. Commun.*, **8**, 989, doi:10.1038/s41467-017-01038-w.
- Flannigan, M., B. Stocks, M. Turetsky, and M. Wotton, 2009: Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Glob. Chang. Biol.*, **15**, 549–560, doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01660.x.
- Foley, J.A. et al., 2005: Global consequences of land use. *Science*, **309**, 570–574, doi:10.1126/SCIENCE.1111772.
- Foley, J.A. et al., 2011: Solutions for a cultivated planet. *Nature*, **478**, 337–342, doi:10.1038/nature10452.
- Forsyth, T., 2013: Community-based adaptation: A review of past and future challenges. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.*, **4**, 439–446, doi:10.1002/wcc.231.
- Francis, C.A. et al. 2012: Farmland conversion to non-agricultural uses in the US and Canada: Current impacts and concerns for the future. *Int. J. Agric. Sustain.*, **10**, 8–24, doi:10.1080/14735903.2012.649588.
- Frank, S. et al., 2015: The dynamic soil organic carbon mitigation potential of European cropland. *Glob. Environ. Chang.*, **35**, 269–278, doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.08.004.
- Frank, S. et al., 2017: Reducing greenhouse gas emissions in agriculture without compromising food security? *Environ. Res. Lett.*, **12**, 105004, doi:10.1088/1748-9326/aa8c83.
- Frankl, A., J. Poesen, M. Haile, J. Deckers, and J. Nyssen, 2013: Quantifying long-term changes in gully networks and volumes in dryland environments: The case of Northern Ethiopia. *Geomorphology*, **201**, 254–263, doi:10.1016/J.GEOMORPH.2013.06.025.
- Franks, J., 2010: Boundary organizations for sustainable land management: The example of Dutch Environmental Co-operatives. *Ecol. Econ.*, **70**, 283–295, doi:10.1016/j.ecolecon.2010.08.011.
- Franz, M., N. Schlitz, and K.P. Schumacher, 2017: Globalization and the water-energy-food nexus – Using the global production networks approach to analyze society-environment relations. *Environ. Sci. Policy*, **90**, 201–212, doi:10.1016/j.envsci.2017.12.004.
- Freeman, J., L. Kobziar, E.W. Rose, and W. Cropper, 2017: A critique of the historical-fire-regime concept in conservation. *Conserv. Biol.*, **31**, 976–985, doi:10.1111/cobi.12942.

- Fricko, O. et al., 2017: The marker quantification of the Shared Socioeconomic Pathway 2: A middle-of-the-road scenario for the 21st century. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 251–267, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.06.004.
- Fridahl, M., and M. Lehtveer, 2018: Bioenergy with carbon capture and storage (BECCS): Global potential, investment preferences, and deployment barriers. *Energy Research & Social Science*, Vol. 42, August 2018, pp.155–165. doi:10.1016/j.erss.2018.03.019.
- Frumkin, H., 2002: Urban sprawl and public health. *Public Health Rep.*, **117**, 201–217, doi:10.1093/phr/117.3.201.
- Fujimori, S. et al., 2017: SSP3: AIM implementation of shared socioeconomic pathways. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 268–283, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.06.009.
- Fujimori, S. et al., 2018: Inclusive climate change mitigation and food security policy under 1.5°C climate goal. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 74033, doi:10.1021/es5051748.
- Fujimori, S. et al., 2019: A multi-model assessment of food security implications of well below 2°C scenarios. *Nat. Commun.*, **2**, 386–396.
- Fuss, S. et al., 2014: Betting on negative emissions. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 850, doi:10.1038/nclimate2392.
- Fuss, S. et al., 2016: Research priorities for negative emissions. *Environ. Res. Lett.*, **11**, 115007, doi:10.1088/1748-9326/11/11/115007.
- Fuss, S. et al., 2018: Negative emissions — part 2: Costs, potentials and side effects. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 63002, doi:10.1088/1748-9326/aabf9f.
- Gabriel, K.M.A., and W.R. Endlicher, 2011: Urban and rural mortality rates during heat waves in Berlin and Brandenburg, Germany. *Environ. Pollut.*, **159**, 2044–2050, doi:10.1016/J.ENVPOL.2011.01.016.
- Gao, B. et al., 2018: Chinese cropping systems are a net source of greenhouse gases despite soil carbon sequestration. *Glob. Chang. Biol.*, doi:10.1111/gcb.14425.
- Gao, L., and B.A. Bryan, 2017: Finding pathways to national-scale land-sector sustainability. *Nature*, **544**, 217–222, doi:10.1038/nature21694.
- Garbrecht, J., M. Nearing, J. Steiner, X. Zhang, and M. Nichols, 2015: Can conservation trump impacts of climate change on soil erosion? An assessment from winter wheat cropland in the Southern Great Plains of the United States. *Weather Clim. Extrem.*, **10**, 32–39, doi:10.1016/j.wace.2015.06.002.
- Garcia, A.S., and T. Wanner, 2017: Gender inequality and food security: Lessons from the gender-responsive work of the International Food Policy Research Institute and the Bill and Melinda Gates Foundation. *Food Secur.*, **9**, 1091–1103, doi:10.1007/s12571-017-0718-7.
- Gariano, S., and F. Guzzetti, 2016: Landslides in a changing climate. *Earth- Science Rev.*, **162**, 227–252.
- Garnett, T., 2011: Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, **36**, S23–S32.
- Garnett, T. et al., 2013: Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science.*, **341**, 33–34, doi:10.1126/science.1234485.
- Garrity, D., and Nair, P.K. (eds.) 2012: *Agroforestry – The Future of Global Land Use*. Heidelberg, Germany: Springer Netherlands, 21–27.
- Garschagen, M., 2016: Decentralizing urban disaster risk management in a centralized system? Agendas, actors and contentions in Vietnam. *Habitat Int.*, **52**, 43–49, doi:10.1016/j.habitatint.2015.08.030.
- Gasparatos, A., P. Stromberg, and K. Takeuchi, 2011: Biofuels, ecosystem services and human wellbeing: Putting biofuels in the ecosystem services narrative. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **142**, 111–128, doi:10.1016/j.agee.2011.04.020.
- Gassert, F., M. Luck, M. Landis, P. Reig, T. Shiao, 2014: *Aqueduct Global Maps 2.1 Indicators: Constructing Decision-Relevant Global Water Risk Indicators*. World Resources Institute, Washington DC, USA.
- Gaveau, D.L.A. et al., 2016: Rapid conversions and avoided deforestation: Examining four decades of industrial plantation expansion in Borneo. *Sci. Rep.*, **6**, 32017, doi:10.1038/srep32017.
- Gebremeskel, G., T.G. Gebremicael, and A. Girmay, 2018: Economic and environmental rehabilitation through soil and water conservation, the case of Tigray in northern Ethiopia. *J. Arid Environ.*, **151**, 113–124, doi:10.1016/J.JARIDENV.2017.12.002.
- Genesio, L. et al., 2011: Early warning systems for food security in West Africa: Evolution, achievements and challenges. *Atmos. Sci. Lett.*, **12**, 142–148, doi:10.1002/asl.332.
- Gerlak, A.K., and T. Heikkila, 2011: Building a theory of learning in collaboratives: Evidence from the everglades restoration program. *J. Public Adm. Res. Theory*, **21**, 619–644, doi:10.1093/jopart/muq089.
- Gibbs, H.K., and J.M. Salmon, 2015: Mapping the world's degraded lands. *Appl. Geogr.*, **57**, 12–21, doi:10.1016/J.APGEOG.2014.11.024.
- Gibson, J., G. Boe-Gibson, and G. Stichbury, 2015: Urban land expansion in India 1992–2012. *Food Policy*, **56**, 100–113, doi:10.1016/J.FOODPOL.2015.08.002.
- Gilbert, C.L., 2012: International agreements to manage food price volatility. *Glob. Food Sec.*, **1**, 134–142, doi:10.1016/J.GFS.2012.10.001.

- Gill, A.M., and S.L. Stephens, 2009: Scientific and social challenges for the management of fire-prone wildland–urban interfaces. *Environ. Res. Lett.*, **4**, 34014, doi:10.1088/1748-9326/4/3/034014.
- Gill, J.C., and B.D. Malamud, 2017: Anthropogenic processes, natural hazards, and interactions in a multi-hazard framework. *Earth-Science Rev.*, **166**, 246–269, doi:10.1016/j.earscirev.2017.01.002.
- Gimona, A., L. Poggio, I. Brown, and M. Castellazzi, 2012: Woodland networks in a changing climate: Threats from land use change. *Biol. Conserv.*, **149**, 93–102, doi:10.1016/j.BIOCON.2012.01.060.
- Giné, X., R. Townsend, and J. Vickery, 2008: *Patterns of Rainfall Insurance Participation in Rural India*. World Bank, Washington, DC, USA, 47 pp.
- Global Panel on Agriculture and Food Systems for Nutrition, 2016: *Food Systems and Diets: Facing the Challenges of the 21st Century*. University of London Institutional Repository, London, UK, 132 pp.
- Göbel, C., N. Langen, A. Blumenthal, P. Teitscheid, and G. Ritter, 2015: Cutting food waste through cooperation along the food supply chain. *Sustainability*, **7**, 1429–1445.
- Godfray, H.C.J., and T. Garnett, 2014: Food security and sustainable intensification. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, **369**, 20120273–20120273, doi:10.1098/rstb.2012.0273.
- Godfray, H.C.J. et al., 2010: Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science*, **327**, 812–818, doi:10.1126/science.1185383.
- Goldstein, B., M. Hauschild, J. Fernandez, and M. Birkved, 2016: Testing the environmental performance of urban agriculture as a food supply in northern climates. *J. Clean. Prod.*, **135**, 984–994.
- Goodwin, B.K., and V.H. Smith, 2003: An ex post evaluation of the conservation reserve, federal crop insurance, and other government programs: Program participation and soil erosion. *J. Agric. Resour. Econ.*, **28**, 201–216, doi:10.2307/40987182.
- Goodwin, B.K., and V.H. Smith, 2013: What harm is done by subsidizing crop insurance? *Am. J. Agric. Econ.*, **95**, 489–497, doi:10.1093/ajae/aas092.
- Goodwin, M.L. Vandever, and J.L. Deal, 2004: An empirical analysis of acreage effects of participation in the federal crop insurance program. *Am. J. Agric. Econ.*, **86**, 1058–1077, doi:10.1111/j.0002-9092.2004.00653.x.
- Gopnik, M. et al., 2012: Coming to the table: Early stakeholder engagement in marine spatial planning. *Mar. Policy*, **36**, 1139–1149.
- Gorham, E., 1991: Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol. Appl.*, **1**, 182–195, doi:10.2307/1941811.
- Graham-Rowe, E., D.C. Jessop, and P. Sparks, 2014: Identifying motivations and barriers to minimising household food waste. *Resour. Conserv. Recycl.*, **84**, 15–23, doi:10.1016/j.resconrec.2013.12.005.
- Graham, N.T. et al., 2018: Water sector assumptions for the shared socioeconomic pathways in an integrated modeling framework. *Water Resour. Res.*, **0**, doi:10.1029/2018WR023452.
- Graham, V., S.G. Laurance, A. Grech, and O. Venter, 2017: Spatially explicit estimates of forest carbon emissions, mitigation costs and REDD+ opportunities in Indonesia. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 44017, doi:10.1088/1748-9326/aa6656.
- Grassi, G., J. et al., 2017: The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. *Nat. Clim. Chang.*, **7**, 220, doi:10.1038/nclimate3227.
- Grassi, G., R. Pilli, J. House, S. Federici, and W.A. Kurz, 2018: Science-based approach for credible accounting of mitigation in managed forests. *Carbon Balance Manag.*, **13**, 8, doi:10.1186/s13021-018-0096-2.
- Greene, R., W. Timms, P. Rengasamy, M. Arshad, and R. Cresswell, 2016: Soil and aquifer salinization: Toward an integrated approach for salinity management of groundwater. In: *Integrated Groundwater Management*, [A.J. Jakeman, O. Barreteau, R.J. Hunt, J.-D. Rinaudo, and A. Ross (eds.)]. Springer, Cham, Switzerland, 377–412.
- Greenwood, K., and B. McKenzie, 2001: Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: A review. *Aust. J. Exp. Agric.*, **41**, 1231–1250.
- Grey, D., and C.W. Sadoff, 2007: Sink or swim? Water security for growth and development. *Water Policy*, **9**, 545–571, doi:10.2166/wp.2007.021.
- Griscom, B.W. et al., 2017: Natural climate solutions. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **114**, 11645–11650, doi:10.1073/pnas.1710465114.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson, and R.M. Boumans, 2002: A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.*, **41**, 393–408, doi:10.1016/S0921-8009(02)00089-7.
- Gross, C.L., M. Fatemi, and I.H. Simpson, 2017: Seed provenance for changing climates: Early growth traits of nonlocal seed are better adapted to future climatic scenarios, but not to current field conditions. *Restor. Ecol.*, **25**, 577–586, doi:10.1111/rec.12474.
- Del Grosso, S., P. Smith, M. Galdos, A. Hastings, and W. Parton, 2014: Sustainable energy crop production. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, doi:10.1016/j.cosust.2014.07.007.
- Grubler, A. et al., 2018: A low energy demand scenario for meeting the 1.5°C target and sustainable development goals without

- negative emission technologies. *Nat. Energy*, **3**, 515–527, doi:10.1038/s41560-018-0172-6.
- Gunatilake, H., D. Roland-Holst, and G. Sugiyarto, 2014: Energy security for India: Biofuels, energy efficiency and food productivity. *Energy Policy*, **65**, 761–767.
- Guo, J., B. Wang, G. Wang, Y. Wu, and F. Cao, 2018: Vertical and seasonal variations of soil carbon pools in ginkgo agroforestry systems in eastern China. *Catena*, **171**, 450–459, doi:10.1016/j.catena.2018.07.032.
- Guo, X. et al., 2016: Application of goethite modified biochar for tylosin removal from aqueous solution. *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp.*, **502**, 81–88, doi:10.1016/J.COLSURFA.2016.05.015.
- Gurwick, N.P., L.A. Moore, C. Kelly, and P. Elias, 2013: A systematic review of biochar research, with a focus on its stability in situ and its promise as a climate mitigation strategy. *PLoS One*, **8**, e75932, doi:10.1371/journal.pone.0075932.
- Gustavsson, J., C. Cederberg, U. Sonesson, R. van Otterdijk, and A. Meybeck, 2011: *Global Food Losses and Food Waste – Extent, Causes and Prevention*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 37 pp.
- Gustavsson, L. et al., 2006: The role of wood material for greenhouse gas mitigation. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, **11**, 1097–1127, doi:10.1007/s11027-006-9035-8.
- Haberl, H. et al., 2011: Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. *Biomass and Bioenergy*, **35**, 4753–4769, doi:10.1016/j.biombioe.2011.04.035.
- Haggblade, S., N.M. Me-Nsope, and J.M. Staatz, 2017: Food security implications of staple food substitution in Sahelian West Africa. *Food Policy*, **71**, 27–38, doi:10.1016/J.FOODPOL.2017.06.003.
- Hallegatte, S., 2012: *A Cost Effective Solution to Reduce Disaster Losses in Developing Countries: Hydro-Meteorological Services, Early Warning, and Evacuation*. World Bank Policy Research Working Paper No. 6058, World Bank, Washington, DC, USA.
- Hallegatte, S. et al., 2015: *Shock Waves: Managing the Impacts of Climate Change on Poverty*. World Bank, Washington, DC, USA.
- Hammill, A., R. Matthew, and E. McCarter, 2008: Microfinance and climate change adaptation. *IDS Bull.*, **39**, 113–122.
- Hamza, M.A., and W.K. Anderson, 2005: Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Tillage Res.*, **82**, 121–145, doi:10.1016/J.STILL.2004.08.009.
- Hanasaki, N. et al., 2013: A global water scarcity assessment under shared socio-economic pathways – part 2: Water availability and scarcity. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **17**, 2393–2413, doi:10.5194/hess-17-2393-2013.
- Hansen, M.C. et al., 2013: High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science.*, **342**, 850–853, doi:10.1126/science.1244693.
- Harada, Y. et al., 2019: The heavy metal budget of an urban rooftop farm. *Sci. Total Environ.*, **660**, 115–125, doi:10.1016/J.SCITOTENV.2018.12.463.
- Haregeweyn, N. et al., 2015: Soil erosion and conservation in Ethiopia. *Prog. Phys. Geogr.*, **39**, 750–774, doi:10.1177/0309133315598725.
- Harper, A.B. et al., 2018: Land-use emissions play a critical role in land-based mitigation for Paris climate targets. *Nat. Commun.*, **9**, 2938, doi:10.1038/s41467-018-05340-z.
- Harris, E., T. Ladreiter-Knauss, K. Butterbach-Bahl, B. Wolf, and M. Bahn, 2018: Land-use and abandonment alters methane and nitrous oxide fluxes in mountain grasslands. *Sci. Total Environ.*, **628**, 997–1008, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.02.119.
- Harris, Z.M., R. Spake, and G. Taylor, 2015: Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions. *Biomass and Bioenergy*, **82**, 27–39, doi:10.1016/j.biombioe.2015.05.008.
- Hasegawa, T. et al., 2015: Consequence of climate mitigation on the risk of hunger. *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 7245–7253, doi:10.1021/es5051748.
- Hasegawa, T. et al., 2018: Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy. *Nat. Clim. Chang.*, **8**, 699–703, doi:10.1038/s41558-018-0230-x.
- Havemenn, T., and V. Muccione, 2011: *Mechanisms for Agricultural Climate Change Mitigation Incentives for Smallholders*. CCAFS Report no. 6. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Copenhagen, Denmark.
- Havlik, P. et al., 2014: Climate change mitigation through livestock system transitions. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **111**, 3709–3714, doi:10.1073/pnas.1308044111.
- Hawken, P., 2017: *Drawdown: The Most Comprehensive Plan Ever Proposed to Reverse Global Warming*, Penguin, London, UK, 265 pp.
- He, B., Y. Cai, W. Ran, X. Zhao, and H. Jiang, 2015: Spatiotemporal heterogeneity of soil salinity after the establishment of vegetation on a coastal saline field. *Catena*, **127**, 129–134, doi:10.1016/j.catena.2014.12.028.
- Headey, D., and S. Fan, 2008: Anatomy of a crisis: The causes and consequences of surging food prices. *Agric. Econ.*, **39**, 375–391, doi:10.1111/j.1574-0862.2008.00345.x.
- Hearn, M.D. et al., 1998: Environmental influences on dietary behavior among children: Availability and accessibility of fruits and vegetables enable consumption. *J. Heal. Educ.*, **29**, 26–32, doi:10.1080/10556699.1998.10603294.
- Heck, V., D. Gerten, W. Lucht, and A. Popp, 2018: Biomass-based negative emissions difficult to reconcile with planetary

- boundaries. *Nat. Clim. Chang.*, **8**, 151–155, doi:10.1038/s41558-017-0064-y.
- Hedenus, F., S. Wirsenius, and D.J.A. Johansson, 2014: The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Clim. Change*, **124**, 79–91.
- Heikkilä, T., and A.K. Gerlak, 2018: Working on learning: How the institutional rules of environmental governance matter. *J. Environ. Plan. Manag.*, 1–18, doi:10.1080/09640568.2018.1473244.
- Hejazi, M. et al., 2014a: Long-term global water projections using six socioeconomic scenarios in an integrated assessment modeling framework. *Technol. Forecast. Soc. Change*, **81**, 205–226, doi:10.1016/j.techfore.2013.05.006.
- Hejazi, M.I. et al., 2014b: Integrated assessment of global water scarcity over the 21st century under multiple climate change mitigation policies. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **18**, 2859–2883, doi:10.5194/hess-18-2859-2014.
- Hejazi, M.I. et al., 2015: 21st century United States emissions mitigation could increase water stress more than the climate change it is mitigating. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **112**, 10635–10640, doi:10.1073/pnas.1421675112.
- Helliwell, D.R., 1969: Valuation of wildlife resources. *Reg. Stud.*, **3**, 41–47, doi:10.1080/09595236900185051.
- Hellmann, J.J., J.E. Byers, B.G. Bierwagen, and J.S. Dukes, 2008: Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conserv. Biol.*, **22**, 534–543, doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x.
- Henderson, B.B. et al., 2015: Greenhouse gas mitigation potential of the world's grazing lands: Modeling soil carbon and nitrogen fluxes of mitigation practices. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **207**, 91–100, doi:10.1016/j.agee.2015.03.029.
- Hengsdijk, H., and W.J. de Boer, 2017: Post-harvest management and post-harvest losses of cereals in Ethiopia. *Food Secur.*, **9**, 945–958, doi:10.1007/s12571-017-0714-y.
- Den Herder, M. et al., 2017: Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **241**, 121–132, doi:10.1016/j.agee.2017.03.005.
- Hernandez-Morcillo, M., P. Burgess, J. Mirck, A. Pantera, and T. Plieninger, 2018: Scanning agroforestry-based solutions for climate change mitigation and adaptation in Europe. *Environ. Sci. Policy*, **80**, 44–52.
- Herrero, M. et al., 2016: Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 452–461, doi:10.1038/nclimate2925.
- Herrmann, S., and C. Hutchinson, 2005: The changing contexts of the desertification debate. *J. Arid Environ.*, **63**, 538–555.
- Hertel, T.W., 2015: The challenges of sustainably feeding a growing planet. *Food Secur.*, **7**, 185–198, doi:10.1007/s12571-015-0440-2.
- Hiç, C., P. Pradhan, D. Rybski, and J.P. Kropp, 2016: Food surplus and its climate burdens. *Environ. Sci. Technol.*, **50**, 4269–4277.
- Hijbeek, R., M.K. Van Ittersum, H.F.M. Ten Berge, G. Gort, H. Spiegel, and A.P. Whitmore, 2017: Do organic inputs matter – A meta-analysis of additional yield effects for arable crops in Europe. *Plant Soil*, **411**, 293–303.
- Hill, R. et al., 2015: Collaboration mobilises institutions with scale-dependent comparative advantage in landscape-scale biodiversity conservation. *Environ. Sci. Policy*, **51**, 267–277, doi:10.1016/j.envsci.2015.04.014.
- Hillbruner, C., and G. Moloney, 2012: When early warning is not enough – Lessons learned from the 2011 Somalia famine. *Glob. Food Sec.*, **1**, 20–28, doi:10.1016/j.gfs.2012.08.001.
- Hinkel, J. et al., 2014: Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **111**, 3292–3297.
- HLPE, 2017: *Nutrition and Food Systems. A Report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*. Food and Agriculture Organization for the United Nations, Rome, Italy. Hodges, R.J., J.C. Buzby, and B. Bennett, 2011: Postharvest losses and waste in developed and less developed countries: Opportunities to improve resource use. *J. Agric. Sci.*, doi:10.1017/S0021859610000936.
- Hof, C. et al., 2018: Bioenergy cropland expansion may offset positive effects of climate change mitigation for global vertebrate diversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **115**, 13294 LP-13299, doi:10.1073/pnas.1807745115.
- Hoffmann, T. et al., 2013: Humans and the missing C-sink: Erosion and burial of soil carbon through time. *Earth Surf. Dyn.*, **1**, 45–52.
- Hooijer, A. et al., 2010: Current and future CO<sub>2</sub> emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences*, **7**, 1505–1514, doi:10.5194/bg-7-1505-2010.
- Hosonuma, N. et al., 2012: An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.*, **7**, 44009, doi:10.1088/1748-9326/7/4/044009.
- Houghton, R.A., and A.A. Nassikas, 2017: Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015. *Global Biogeochem. Cycles*, **31**, 456–472, doi:10.1002/2016GB005546.
- Houghton, R.A., and A.A. Nassikas, 2018: Negative emissions from stopping deforestation and forest degradation, globally. *Glob. Chang. Biol.*, **24**, 350–359, doi:10.1111/gcb.13876.
- Houghton, R.A., B. Byers, and A.A. Nassikas, 2015: A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nat. Clim. Chang.*, **5**, 1022–1023, doi:10.1038/nclimate2869.

- Howard, J. et al., 2017: Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Front. Ecol. Environ.*, **15**, 42–50, doi:10.1002/fee.1451.
- Howard, P.H., 2015: Intellectual property and consolidation in the seed industry. *Crop Sci.*, **55**, 2489, doi:10.2135/cropsci2014.09.0669.
- Howarth, C., and I. Monasterolo, 2017: Opportunities for knowledge co- production across the energy-food-water nexus: Making interdisciplinary approaches work for better climate decision making. *Environ. Sci. Policy*, **75**, 103–110, doi:10.1016/j.envsci.2017.05.019.
- Howell, T.A., S.R. Evett, J.A. Tolk, K.S. Copeland, and T.H. Marek, 2015: Evapotranspiration, water productivity and crop coefficients for irrigated sunflower in the U.S. Southern High Plains. *Agric. Water Manag.*, **162**, 33–46, doi:10.1016/J.AGWAT.2015.08.008.
- Hsiang, S.M., M. Burke, and E. Miguel, 2013: Quantifying the influence of climate on human conflict. *Science.*, **341**, 1235367, doi: 10.1126/ science.1235367.
- Huang, J., H. Yu, X. Guan, G. Wang, and R. Guo, 2016: Accelerated dryland expansion under climate change. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 166–171, doi:10.1038/nclimate2837.
- Hudiburg, T.W., S.C. Davis, W. Parton, and E.H. Delucia, 2015: Bioenergy crop greenhouse gas mitigation potential under a range of management practices. *GCB Bioenergy*, doi:10.1111/gcbb.12152.
- Humpenöder, F. et al., 2014: Investigating afforestation and bioenergy CCS as climate change mitigation strategies. *Environ. Res. Lett.*, **9**, 64029, doi:10.1088/1748-9326/9/6/064029.
- Humpenöder, F. et al., 2018: Large-scale bioenergy production: How to resolve sustainability trade-offs? *Environ. Res. Lett.*, **13**, 24011, doi:10.1088/1748-9326/aa9e3b.
- Huntjens, P. et al., 2012: Institutional design propositions for the governance of adaptation to climate change in the water sector. *Glob. Environ. Chang.*, **22**, 67–81, doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.09.015.
- Huppmann, D. et al., 2018: IAMC 1.5°C scenario explorer and data hosted by IIASA. In: *Integrated Assessment Modeling Consortium & International Institute for Applied Systems Analysis*, doi: 10.5281/zenodo.3363345.
- Hurteau, M.D., J.B. Bradford, P.Z. Fulé, A.H. Taylor, and K.L. Martin, 2014: Climate change, fire management, and ecological services in the southwestern US. *For. Ecol. Manage.*, **327**, 280–289, doi:10.1016/J.FORECO.2013.08.007.
- IEA, 2014: *Key World Energy Statistics*. International Energy Agency (IEA), Paris, France, 82 pp.
- IFAD, 2013: *Smallholders, Food Security, and the Environment*. International Fund for Agricultural Development, Rome, Italy, 54 pp.
- Immerzeel, D.J., P.A. Verweij, F. Van der Hilst, and A.P.C. Faaij, 2014: Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review. *GCB Bioenergy*, **6**, 183–209, doi:10.1111/gcbb.12067.
- Ingram, J. et al., 2016: Food security, food systems, and environmental change. *Solutions Journal*, **7**, 63–73.
- Jordan, C.-M., X. Hu, A. Arvesen, P. Kauppi, and F. Cherubini, 2018: Contribution of forest wood products to negative emissions: Historical comparative analysis from 1960 to 2015 in Norway, Sweden and Finland. *Carbon Balance Manag.*, **13**, 12, doi:10.1186/s13021-018-0101-9.
- IPBES, 2018: *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Land Degradation and Restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* [R. Scholes et al. (eds.)]. IPBES Secretariat, Bonn, Germany, 1–31 pp.
- IPCC, 2000: *Land Use, Land-use Change and Forestry*. [R.T. Watson, I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo, and D.J. Dokken, (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2006: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – A Primer. [Eggleston H.S., K. Miwa, N. Srivastava, and K. Tanabe (eds.)]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the Intergovernmental Panel on Climate Change. IGES, Japan, 20 pp.
- IPCC, 2012: *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, United Kingdom and New York, NY, USA, 1088 pp.
- IPCC, 2014: *Climate change 2014: mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC, 2018: *Global Warming of 1.5°C An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*, [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World

- Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 1552 pp.
- Ivanic, M., and W. Martin, 2008: Implications of higher global food prices for poverty in low-income countries. *Agric. Econ.*, **39**, 405–416, doi:10.1111/j.1574-0862.2008.00347.x.
- Jacinthe, P.A., and R. Lal, 2001: A mass balance approach to assess carbon dioxide evolution during erosional events. *L. Degrad. Dev.*, **12**, 329–339, doi:10.1002/ldr.454.
- Jactel, H. et al., 2017: Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Curr. For. Reports*, **3**, 223–243, doi:10.1007/s40725-017-0064-1. Jaffe, A., 2019: *Barriers to Adoption of No-Cost Options for Mitigation of Agricultural Emissions: A Typology*. Motu, New Zealand, 9 pp.
- Jakob, M. et al., 2016: Carbon pricing revenues could close infrastructure access gaps. *World Dev.*, **84**, 254–265.
- James, S.J., and C. James, 2010: The food cold-chain and climate change. *Food Res. Int.*, **43**, 1944–1956, doi:10.1016/j.foodres.2010.02.001.
- Jans, Y., G. Berndes, J. Heinke, W. Lucht, and D. Gerten, 2018: Biomass production in plantations: land constraints increase dependency on irrigation water. *GCB Bioenergy*, **10**, 628–644, doi:10.1111/gcbb.12530.
- Jantz, P., S. Goetz, and N. Laporte, 2014: Carbon stock corridors to mitigate climate change and promote biodiversity in the tropics. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 138–142, doi:10.1038/nclimate2105.
- Jat, H.S. et al., 2015: Management influence on maize-wheat system performance, water productivity and soil biology. *Soil Use Manag.*, **31**, 534–543, doi:10.1111/sum.12208.
- Jat, M. et al., 2016: Climate change and agriculture: Adaptation strategies and mitigation opportunities for food security in South Asia and Latin America. *Adv. Agron. (Vol. 137)*, 127–235, doi:10.1016/bs.agron.2015.12.005.
- Jauhainen, J., S. Limin, H. Silvennoinen, and H. Vasander, 2008: Carbon dioxide and methane fluxes in drained tropical peat before and after hydrological restoration. *Ecology*, **89**, 3503–3514, doi:10.1890/07-2038.1.
- Jaworski, A., 2016: Encouraging climate adaptation through reform of federal crop insurance subsidies. *New York Univ. Law Rev.*, **91**, 1684.
- Jebli, M., and S. Youssef, 2017: The role of renewable energy and agriculture in reducing CO<sub>2</sub> emissions: Evidence for North Africa countries. *Ecol. Indic.*, **74**, 295–301.
- Jeffery, S. et al., 2017: Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 53001, doi:10.1088/1748-9326/aa67bd.
- Jiang, Y., 2015: China's water security: Current status, emerging challenges and future prospects. *Environ. Sci. Policy*, **54**, 106–125, doi:10.1016/j.envsci.2015.06.006.
- Johnson, F.X., and S. Silveira, 2014: Pioneer countries in the transition to alternative transport fuels: Comparison of ethanol programmes and policies in Brazil, Malawi and Sweden. *Environ. Innov. Soc. Transitions*, **11**, 1–24, doi:10.1016/j.eist.2013.08.001.
- Johnston, F.H. et al., 2012: Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environ. Health Perspect.*, doi:10.1289/ehp.1104422. Jones, A.D. et al., 2013: Greenhouse gas policy influences climate via direct effects of land-use change. *J. Clim.*, **26**, 3657–3670, doi:10.1175/JCLI-D-12-00377.1.
- Jones, H.P., D.G. Hole, and E.S. Zavaleta, 2012: Harnessing nature to help people adapt to climate change. *Nat. Clim. Chang.*, **2**, 504–509, doi:10.1038/nclimate1463.
- Joosten, H., and J. Couwenberg, 2008: Peatlands and carbon. In: *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change. Main Report*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur, Malaysia, and Wetlands International, Wageningen, Netherlands, 99–117 pp.
- Kapos, V. et al., 2008: *Carbon and Biodiversity: A Demonstration Atlas*. Cambridge, UK, 32 pp.
- Karim, M.R., and A. Thiel, 2017: Role of community based local institution for climate change adaptation in the Teesta riverine area of Bangladesh. *Clim. Risk Manag.*, **17**, 92–103, doi:10.1016/j.crm.2017.06.002.
- Karjalainen, E., T. Sarjala, and H. Raitio, 2009: Promoting human health through forests: Overview and major challenges. *Environ. Health Prev. Med.*, **15**, 1, doi:10.1007/s12199-008-0069-2.
- Kates, R.W., W.R. Travis, and T.J. Wilbanks, 2012: Transformational adaptation when incremental adaptations to climate change are insufficient. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **109**, 7156–7161, doi:10.1073/pnas.1115521109.
- Kaufmann, D., A. Kraay, and M. Mastruzzi, 2010: *The Worldwide Governance Indicators: Methodology and Analytical Issues*. Global Economy and Development at Brookings, Washington DC, USA, 29 pp.
- Kauppi, P. et al., 2001: Technological and economic potential of options to enhance, maintain, and manage biogeological carbon reservoirs and geo-engineering. In: *Climate Change 2001: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, [B. Metz, O. Davidson, R. Swart, and J. Pan, (eds.)], Vol. 3, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 301–344.
- Kauppi, P.E., V. Sandström, and A. Lipponen, 2018: Forest resources of nations in relation to human well-being. *PLoS One*, **13**, e0196248, doi:10.1371/journal.pone.0196248.
- Keddy, P., L. Fraser, A. Solomeshch, and W. Junk, 2009: Wet and wonderful: The world's largest wetlands are conservation priorities.

- Bioscience, **59**, 39–51. Keenan, R.J. et al., 2015: Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For. Ecol. Manage.*, **352**, 9–20, doi:10.1016/J.FORECO.2015.06.014.
- Keesstra, S. et al., 2018: The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Sci. Total Environ.*, **610–611**, 997–1009.
- Keesstra, S.D. et al., 2016: The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *SOIL*, **2**, 111–128, doi:10.5194/soil-2-111-2016.
- Kemper, J., 2015: Biomass and carbon dioxide capture and storage: A review. *Int. J. Greenh. Gas Control*, **40**, 401–430, doi:10.1016/j.ijggc.2015.06.012. Kijne, J.W., S.A. Prathapar, M.C.S. Wopereis, and K.L. Sahrawat, 1988: *How to Manage Salinity in Irrigated Lands: A Selective Review with Particular Reference to Irrigation in Developing Countries*. International Irrigation Management Institute (IIMI), Colombo, Sri Lanka, 33 pp.
- Kim, S.H. et al., 2016: Balancing global water availability and use at basin scale in an integrated assessment model. *Clim. Change*, doi:10.1007/s10584-016-1604-6.
- Kindermann, G. et al., 2008: Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **105**, 10302–10307, doi:10.1073/pnas.0710616105.
- King, R.T., 1966: Wildlife and man. *New York Conservationist*, **20**, 8–11. Kissinger, M., C. Sussmann, and C. Dorward, 2018: Local or global: A biophysical analysis of a regional food system. *Renew. Agric. Food Syst.*, 1-11, doi: 10.1017/S1742170518000078
- Kline, K.L. et al., 2017: Reconciling food security and bioenergy: Priorities for action. *GCB Bioenergy*, **9**, 557-576, doi:10.1111/gcbb.12366.
- Kloppenberg, J., 2010: Impeding dispossession, enabling repossession: Biological open source and the recovery of seed sovereignty. *J. Agrar. Chang.*, **10**, 367–388, doi:10.1111/j.1471-0366.2010.00275.x.
- Knorr, W., A. Arneth, and L. Jiang, 2016: Demographic controls of future global fire risk. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 781–785, doi:10.1038/nclimate2999.
- Kobayashi, Y., and A.S. Mori, 2017: The potential role of tree diversity in reducing shallow landslide risk. *Environ. Manage.*, **59**, 807–815, doi:10.1007/s00267-017-0820-9.
- Kondylis, F., V. Mueller, G. Sheriff, and S. Zhu, 2016: Do female instructors reduce gender bias in diffusion of sustainable land management techniques? Experimental evidence from Mozambique. *World Dev.*, **78**, 436–449.
- Kongsager, R., B. Locatelli, and F. Chazarin, 2016: Addressing climate change mitigation and adaptation together: A global assessment of agriculture and forestry projects. *Environ. Manage.*, **57**, 271–282, doi:10.1007/s00267-015-0605-y.
- Kopplitz, S.N. et al., 2016: Public health impacts of the severe haze in Equatorial Asia in September–October 2015: Demonstration of a new framework for informing fire management strategies to reduce downwind smoke exposure. *Environ. Res. Lett.*, **11**, 94023.
- Kowalski, J., and T. Conway, 2018: Branching out: The inclusion of urban food trees in Canadian urban forest management plans. *Urban For. Urban Green*. Krause, A. et al., 2017: Global consequences of afforestation and bioenergy cultivation on ecosystem service indicators. *Biogeosciences*, **14**, 4829–4850 doi:10.5194/bg-14-4829-2017.
- Kreidenweis, U. et al., 2016: Afforestation to mitigate climate change: Impacts on food prices under consideration of albedo effects. *Environ. Res. Lett.*, **11**, 85001, doi:10.1088/1748-9326/11/8/085001.
- Kriegler, E. et al., 2014: The role of technology for achieving climate policy objectives: Overview of the EMF 27 study on global technology and climate policy strategies. *Clim. Change*, **123**, 353–367, doi:10.1007/s10584-013-0953-7.
- Kriegler, E. et al., 2017: Fossil-fueled development (SSP5): An energy and resource intensive scenario for the 21st century. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.05.015.
- Kriegler, E. et al., 2018a: Short term policies to keep the door open for Paris climate goals. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 74022, doi:10.1088/1748-9326/aac4f1. Kriegler, E. et al., 2018b: Pathways limiting warming to 1.5°C: A tale of turning around in no time? *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.*, **376**, 20160457, doi:10.1098/rsta.2016.0457.
- Kumar, D., and P. Kalita, 2017: Reducing postharvest losses during storage of grain crops to strengthen food security in developing countries. *Foods*, **6**, 8, doi:10.3390/foods6010008.
- Kummu, M., P.J. Ward, H. de Moel, and O. Varis, 2010: Is physical water scarcity a new phenomenon? Global assessment of water shortage over the last two millennia. *Environ. Res. Lett.*, **5**, 34006, doi:10.1088/1748-9326/5/3/034006.
- Kummu, M. et al., 2012: Lost-food, wasted resources: Global food supply chain losses and their impacts on freshwater, cropland, and fertiliser use. *Sci. Total Environ.*, **438**, 477–489, doi:10.1016/J.SCITOTENV.2012.08.092.
- Kurz, W., C. Smyth, and T. Lemprère, 2016: Climate change mitigation through forest sector activities: principles, potential and priorities. *Unasylva*, **67**, 61–67. Kyle, P., C. Müller, K. Calvin, and A. Thomson, 2014: Meeting the radiative forcing targets of the representative concentration pathways in a world with agricultural climate impacts. *Earth's Futur.*, **2**, 83–98, doi:10.1002/2013EF000199.
- Labrière, N., B. Locatelli, Y. Laumonier, V. Freycon, and M. Bernoux, 2015: Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative

- review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **203**, 127–139, doi:10.1016/j.agee.2015.01.027.
- Lal, R., 1998: Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.*, **17**, 319–464, doi:10.1080/07352689891304249.
- Lal, R., 2001: Soil degradation by erosion. *L. Degrad. Dev.*, **12**, 519–539, doi:10.1002/ldr.472.
- Lal, R., 2004: Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science.*, **304**, 1623–1627.
- Lal, R., 2006: Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *L. Degrad. Dev.*, **17**, 197–209, doi:10.1002/ldr.696.
- Lal, R., 2011: Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy*, **36**, S33–S39.
- Lal, R., 2014: Soil carbon management and climate change. In: *Soil Carbon* [A.E. Hartemink and K. McSweeney (eds.)]. Springer, Switzerland, 439–462. Lal, R., 2015: Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, **7**, 5875–5895, doi:10.3390/su7055875.
- Lal, R., 2016: Soil health and carbon management. *Food Energy Secur.*, **5**, 212–222, doi:10.1002/fes3.96.
- Lal, R., and W.C. Moldenhauer, 1987: Effects of soil erosion on crop productivity. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.*, **5**, 303–367, doi:10.1080/07352688709382244.
- Lamb, A. et al., 2016: The potential for land sparing to offset greenhouse gas emissions from agriculture. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 488–492, doi:10.1038/nclimate2910.
- Lamb, W.F., and N.D. Rao, 2015: Human development in a climate-constrained world: what the past says about the future. *Glob. Environ. Chang.*, **33**, 14–22. Lambin, E.F., and P. Meyfroidt, 2011: Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **108**, 3465–3472, doi:10.1073/pnas.1100480108.
- Lambrou, Y., and G. Piana, 2006: *Gender: The missing component of the response to climate change*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Lamers, P., E. Searcy, J.R. Hess, and H. Stichnothe, 2016: *Developing the Global Bioeconomy: Technical, Market, and Environmental Lessons from Bioenergy*. Academic Press, Elsevier, London, UK and San Diego, CA, USA and Cambridge, MA, USA and Oxford, UK, 220 pp.
- Langford, W.T. et al., 2011: Raising the bar for systematic conservation planning. *Trends Ecol. Evol.*, **26**, 634–640, doi:10.1016/J.TREE.2011.08.001. Larsen, F.W., W.R. Turner, and T.M. Brooks, 2012: Conserving critical sites for biodiversity provides disproportionate benefits to people. *PLoS One*, **7**, e36971, doi:10.1371/journal.pone.0036971.
- Larsen, S. et al., 2017: Possibilities for near-term bioenergy production and GHG mitigation through sustainable intensification of agriculture and forestry in Denmark. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 114032, doi:10.1088/1748-9326/aa9001.
- Lasco, R.D., R.J.P. Delfi, D.C. Catacutan, E.S. Simelton, and D.M. Wilson, 2014: Climate risk adaptation by smallholder farmers: the roles of trees and agroforestry. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, doi:10.1016/j.cosust.2013.11.013. Lee-Smith, D., 2010: Cities feeding people: an update on urban agriculture in equatorial Africa. *Environ. Urban.*, **22**, 483–499, doi:10.1177/0956247810377383.
- Lee, J., 2017: Farmer participation in a climate-smart future: Evidence from the Kenya Agricultural Carbon Project. *Land use policy*, **68**, 72–79, doi:10.1016/j.landusepol.2017.07.020.
- Lee, Y., J. Ahern, and C. Yeh, 2015: Ecosystem services in peri-urban landscapes: The effects of agricultural landscape change on ecosystem services in Taiwan's western coastal plain. *Landsc. Urban Plan.*, **139**, 137–148, doi:10.1016/j.landurbplan.2015.02.023.
- Lejeune, Q., E. Davin, L. Gudmundsson, J. Winckler, and S. Seneviratne, 2018: Historical deforestation locally increased the intensity of hot days in northern mid-latitudes. *Nat. Clim. Chang.*, **8**, 386–390, doi:10.1038/s41558-018-0131-z.
- Lele, S., O. Springate-Baginski, R. Lakerveld, D. Deb, and P. Dash, 2013: Ecosystem services: Origins, contributions, pitfalls, and alternatives. *Conserv. Soc.*, **11**, 343, doi:10.4103/0972-4923.125752.
- Lenton, T.M., 2010: The potential for land-based biological CO<sub>2</sub> removal to lower future atmospheric CO<sub>2</sub> concentration. *Carbon Manag.*, **1**, 145–160, doi:10.4155/cmt.10.12.
- Lenton, T.M., 2014: The global potential for carbon dioxide removal. In: *Geoengin. Clim. Syst.*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, 52–79.
- Leskinen, P. et al., 2018: *Substitution Effects of Wood-Based Products in Climate Change Mitigation*. From Science to Policy 7, European Forest Institute, 28 pp.
- Lestrelin, G., and M. Giordano, 2007: Upland development policy, livelihood change and land degradation: Interactions from a Laotian village. *L. Degrad. Dev.*, **18**, 55–76, doi:10.1002/ldr.756.
- Lewis, K., and C. Witham, 2012: Agricultural commodities and climate change. *Clim. Policy*, **12**, S53–S61, doi:10.1080/14693062.2012.728790.
- Lewis, S.L., D.P. Edwards, and D. Galbraith, 2015: Increasing human dominance of tropical forests. *Science.*, **349**, 827–832, doi:10.1126/science.aaa9932. Lewis, S.L., C.E. Wheeler, E.T.A. Mitchard, and A. Koch, 2019: Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature*, **568**, 25–28, doi:10.1038/d41586-019-01026-8.

- Li, J., R. Xu, D. Tiwari, and G. Ji, 2006: Effect of low-molecular-weight organic acids on the distribution of mobilized Al between soil solution and solid phase. *Appl. Geochemistry*, **21**, 1750–1759, doi:10.1016/j.apgeochem.2006.06.013.
- Li, Y. et al., 2015: Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nat. Commun.*, **6**, 6603, doi:10.1038/ncomms7603. Lillesø, J.B.L. et al., 2011: Innovation in input supply systems in smallholder agroforestry: Seed sources, supply chains and support systems. *Agrofor. Syst.*, **83**, 347–359, doi:10.1007/s10457-011-9412-5.
- Limpens, J. et al., 2008: Peatlands and the carbon cycle: From local processes to global implications – A synthesis. *Biogeosciences*, **5**, 1475–1491.
- Lin, B.B., 2011: Resilience in agriculture through crop diversification: Adaptive management for environmental change. *Bioscience*, **61**, 183–193, doi:10.1525/bio.2011.61.3.4.
- Lin, Y., L.S. Wijedasa, and R.A. Chisholm, 2017: Singapore’s willingness to pay for mitigation of transboundary forest-fire haze from Indonesia. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 24017, doi:10.1088/1748-9326/aa5cf6.
- Lipper, L. et al., 2014: Climate-smart agriculture for food security. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 1068–1072, doi:10.1038/nclimate2437.
- Little, P.D., K. Smith, B.A. Cellarius, D.L. Coppock, and C. Barrett, 2001: Avoiding disaster: Diversification and risk management among East African herders. *Dev. Change*, **32**, 401–433, doi:10.1111/1467-7660.00211.
- Liu, J. et al., 2017: Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth’s Futur.*, **5**, 545–559, doi:10.1002/2016EF000518.
- Liu, Y., Y. Zhou, and W. Wu, 2015: Assessing the impact of population, income and technology on energy consumption and industrial pollutant emissions in China. *Appl. Energy*, **155**, 904–917, doi:10.1016/j.apenergy.2015.06.051.
- Liu, Z., and J. Lan, 2015: The sloping land conversion program in China: Effect on the livelihood diversification of rural households. *World Dev.*, **70**, 147–161, doi:10.1016/j.worlddev.2015.01.004.
- Lobell, D. et al., 2008: Prioritizing climate change adaptation needs for food security in 2030. *Science*, **319**, 607–610, doi:10.1126/science.1152339.
- Lobell, D.B., 2014: Climate change adaptation in crop production: Beware of illusions. *Glob. Food Sec.*, **3**, 72–76, doi:10.1016/j.gfs.2014.05.002.
- Lobell, D.B., U.L.C. Baldos, and T.W. Hertel, 2013: Climate adaptation as mitigation: The case of agricultural investments. *Environ. Res. Lett.*, **8**, 15012, doi:10.1088/1748-9326/8/1/015012.
- Locatelli, B., 2011: *Synergies Between Adaptation and Mitigation in a Nutshell*. Centre for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 4 pp.
- Locatelli, B., V. Evans, A. Wardell, A. Andrade, and R. Vignola, 2011: Forests and climate change in Latin America: Linking adaptation and mitigation. *Forests*, **2**, 431–450, doi:10.3390/f2010431.
- Locatelli, B. et al., 2015a: Tropical reforestation and climate change: Beyond carbon. *Restor. Ecol.*, **23**, 337–343, doi:10.1111/rec.12209.
- Locatelli, B., C. Pavageau, E. Pramova, and M. Di Gregorio, 2015b: Integrating climate change mitigation and adaptation in agriculture and forestry: Opportunities and trade-offs. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.*, **6**, 585–598, doi:10.1002/wcc.357.
- Lock, K., J. Pomerleau, L. Causer, D.R. Altmann, and M. McKee, 2005: The global burden of disease attributable to low consumption of fruit and vegetables: Implications for the global strategy on diet. *Bull. World Health Organ.*, **83**, 100–108, doi:10.1590/S0042-96862005000200010.
- Logan, J.A., J. Régnière, and J.A. Powell, 2003: Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, **1**, 130–137, doi:10.1890/1540-9295(2003)001[0130:ATI0GW]2.o.CO;2.
- Long, A., 2013: REDD+, adaptation, and sustainable forest management: Toward effective polycentric global forest governance. *Trop. Conserv. Sci.*, **6**, 384–408.
- Lopoukhine, N. et al., 2012: Protected areas: Providing natural solutions to 21st Century challenges. *SAPIENS*, **5**, 117–131.
- Lotze-Campen, H. et al., 2013: Impacts of increased bioenergy demand on global food markets: An AgMIP economic model intercomparison. *Agric. Econ.*, **45**, 103–116, doi:10.1111/agec.12092.
- Lotze, H. et al., 2006: Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, **312**, 1806–1809, doi:10.1126/science.1128035.
- Louwaars, N.P., 2002: Seed policy, legislation and law. *J. New Seeds*, **4**, 1–14, doi:10.1300/J153v04n01\_01.
- Lowder, S.K., J. Skoet, and T. Raney, 2016: The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. *World Dev.*, **87**, 16–29, doi:10.1016/j.worlddev.2015.10.041.
- Luby, C.H., J. Kloppenburg, T.E. Michaels, and I.L. Goldman, 2015: Enhancing freedom to operate for plant breeders and farmers through open source plant breeding. *Crop Sci.*, **55**, 2481, doi:10.2135/cropsci2014.10.0708.
- Luderer, G., R.C. Pietzcker, C. Bertram, E. Kriegler, M. Meinshausen, and O. Edenhofer, 2013: Economic mitigation challenges: how further delay closes the door for achieving climate targets. *Environ. Res. Lett.*, **8**, 34033. Luderer, C. Bertram, K. Calvin, E. De Cian, and

- E. Kriegler, 2016: Implications of weak near-term climate policies on long-term mitigation pathways. *Clim. Change*, **136**, 127–140.
- Luderer et al., 2018: Residual fossil CO<sub>2</sub> emissions in 1.5–2°C pathways. *Nat. Clim. Chang.*, **8**, 626.
- Luedeling, E., R. Kindt, N.I. Huth, and K. Koenig, 2014: Agroforestry systems in a changing climate – Challenges in projecting future performance. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **6**, 1–7, doi:10.1016/j.cosust.2013.07.013.
- Lugato, E., K. Paustian, P. Panagos, A. Jones, and P. Borrelli, 2016: Quantifying the erosion effect on current carbon budget of European agricultural soils at high spatial resolution. *Glob. Chang. Biol.*, **22**, 1976–1984, doi:10.1111/gcb.13198.
- Lundmark, T. et al., 2014: Potential roles of Swedish forestry in the context of climate change mitigation. *For. 2014, Vol. 5*, **5**, 557–578, doi:10.3390/F5040557.
- Luysaert, S. et al., 2018: Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature*, **562**, 259–262, doi:10.1038/s41586-018-0577-1.
- Lwasa, S., F. Mugagga, B. Wahab, D. Simon, and J.C. Climate, 2014: Urban and peri-urban agriculture and forestry: Transcending poverty alleviation to climate change mitigation and adaptation. *Urban Clim.*, **7**, 92–106, doi:10.1016/j.uclim.2013.10.007.
- Lwasa, S., F. et al., 2015: A meta-analysis of urban and peri-urban agriculture and forestry in mediating climate change. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **13**, 68–73, doi:10.1016/j.cosust.2015.02.003.
- Maaroufi, N.I. et al., 2015: Anthropogenic nitrogen deposition enhances carbon sequestration in boreal soils. *Glob. Chang. Biol.*, **21**, 3169–3180, doi:10.1111/gcb.12904.
- Macdiarmid, J.I., H. Clark, S. Whybrow, H. de Ruiter, and G. McNeill, 2018: Assessing national nutrition security: The UK reliance on imports to meet population energy and nutrient recommendations. *PLoS One*, **13**, e0192649, doi:10.1371/journal.pone.0192649.
- Machado, R., and R. Serralheiro, 2017: Soil salinity: Effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae*, **3**, 30, doi:10.3390/horticulturae3020030.
- Madlener, R., C. Robledo, B. Muys, and J.T.B. Freja, 2006: A sustainability framework for enhancing the long-term success of LULUCF projects. *Clim. Change*, **75**, 241–271, doi:10.1007/s10584-005-9023-0.
- Maes, J. et al., 2017: Landslide risk reduction measures: A review of practices and challenges for the tropics. *Prog. Phys. Geogr.*, **41**, 191–221, doi:10.1177/0309133316689344.
- Mahmood, R. et al., 2014: Land cover changes and their biogeophysical effects on climate. *Int. J. Climatol.*, **34**, 929–953, doi:10.1002/joc.3736.
- Mahmud, T., and M. Prowse, 2012: Corruption in cyclone preparedness and relief efforts in coastal Bangladesh: Lessons for climate adaptation? *Glob. Environ. Chang.*, **22**, 933–943, doi:10.1016/J.GLOENVCHA.2012.07.003.
- Mal, S., R.B. Singh, C. Huggel, and A. Grover, 2018: Introducing linkages between climate change, extreme events, and disaster risk reduction. Springer, Cham, Switzerland, 1–14 pp.
- Malhi, Y., P. Meir, and S. Brown, 2002: Forests, carbon and global climate. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. A Math. Phys. Eng. Sci.*, **360**, 1567–1591, doi:10.1098/rsta.2002.1020.
- Maltsoglou, I. et al., 2014: Combining bioenergy and food security: An approach and rapid appraisal to guide bioenergy policy formulation. *Biomass and Bioenergy*, **79**, 80–95, doi:10.1016/j.biombioe.2015.02.007. Manning, P., G. Taylor, and M.E. Hanley, 2015: Bioenergy, food production and biodiversity – An unlikely alliance? *GCB Bioenergy*, **7**, 570–576, doi:10.1111/gcbb.12173.
- Margono, B.A., P.V. Potapov, S. Turbanova, F. Stolle, and M.C. Hansen, 2014: Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 730–735, doi:10.1038/nclimate2277.
- Markandya, A. et al., 2018: Health co-benefits from air pollution and mitigation costs of the Paris Agreement: A modelling study. *Lancet Planet. Heal.*, **2**, e126–e133, doi:10.1016/S2542-5196(18)30029-9.
- Marques, M. et al., 2016: Multifaceted impacts of sustainable land management in drylands: A review. *Sustainability*, **8**, 177, doi:10.3390/su8020177.
- Martha, G.B., E. Alves, and E. Contini, 2012: Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. *Agric. Syst.*, **110**, 173–177, doi:10.1016/J.AGSY.2012.03.001.
- Martin, A., N. Gross-Camp, and A. Akol, 2015: Towards an explicit justice framing of the social impacts of conservation. *Conserv. Soc.*, **13**, 166, doi:10.4103/0972-4923.164200.
- Martin, S.M., and K. Lorenzen, 2016: Livelihood diversification in rural Laos. *World Dev.*, **83**, 231–243, doi:10.1016/J.WORLDDEV.2016.01.018.
- Maskrey, A., 2011: Revisiting community-based disaster risk management. *Environ. Hazards*, **10**, 42–52, doi:10.3763/ehaz.2011.0005.
- Massawe, F., S. Mayes, and A. Cheng, 2016: Crop diversity: An unexploited treasure trove for food security. *Trends Plant Sci.*, **21**, 365–368, doi:10.1016/J.TPLANTS.2016.02.006.
- Mbow, C., M. Van Noordwijk, and P.A. Minang, 2014a: Agroforestry solutions to address food security and climate change challenges

- in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **6**, 61–67, doi:10.1016/J.COSUST.2013.10.014.
- Mbow, C., P. Smith, D. Skole, L. Duguma, and M. Bustamante, 2014b: Achieving mitigation and adaptation to climate change through sustainable agroforestry practices in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **6**, 8–14, doi:10.1016/j.cosust.2013.09.002.
- McCullum, D., N. Bauer, K. Calvin, A. Kitous, and K. Riahi, 2014: Fossil resource and energy security dynamics in conventional and carbon-constrained worlds. *Clim. Change*, **123**, doi:10.1007/s10584-013-0939-5.
- McCrum, G., K. et al., 2009: Adapting to climate change in land management: The role of deliberative workshops in enhancing social learning. *Environ. Policy Gov.*, **19**, 413–426, doi:10.1002/eet.525.
- McElwee, P., T. Nghiem, H. Le, and H. Vu, 2017a: Flood vulnerability among rural households in the Red River Delta of Vietnam: Implications for future climate change risk and adaptation. *Nat. Hazards*, **86**, 465–492, doi:10.1007/s11069-016-2701-6.
- McElwee, P. et al., 2017b: Using REDD+ policy to facilitate climate adaptation at the local level: Synergies and challenges in Vietnam. *Forests*, **8**, 1–25, doi:10.3390/f8010011.
- McGuire, S., and L. Sperling, 2016: Seed systems smallholder farmers use. *Food Secur.*, **8**, 179–195, doi:10.1007/s12571-015-0528-8.
- McIntyre, P.B., C.A.R. Liermann, and C. Revenga, 2016: Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **113**, 12880–12885.
- McKinsey and Company, 2009: *Pathways to a Low-Carbon Economy: Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve*. McKinsey and Company, Stockholm, 192 pp.
- McLaren, D., 2012: A comparative global assessment of potential negative emissions technologies. *Process Saf. Environ. Prot.*, **90**, 489–500, doi:10.1016/J.PSEP.2012.10.005.
- McLeman, R., and B. Smit, 2006: Migration as an adaptation to climate change. *Clim. Change*, **76**, 31–53.
- McMichael, P., 2012: The land grab and corporate food regime restructuring. **39**, 681–701, doi:10.1080/03066150.2012.661369.
- McMichael, P., and M. Schneider, 2011: Food security politics and the millennium development goals. *Third World Q.*, **32**, 119–139, doi:10.1080/01436597.2011.543818.
- Mechler, R., 2016: Reviewing estimates of the economic efficacy of disaster risk management: opportunities and limitations of using risk-based cost-benefit analysis. *Nat. Hazards*, **81**, 2121–2147, doi:10.1007/s11069-016-2170-y.
- Medugu, N.I., M.R. Majid, F. Johar, and I.D. Choji, 2010: The role of afforestation programme in combating desertification in Nigeria. *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.*, **2**, 35–47, doi:10.1108/17568691011020247.
- Meijer, S.S., D. Catacutan, O.C. Ajayi, G.W. Sileshi, and M. Nieuwenhuis, 2015: The role of knowledge, attitudes and perceptions in the uptake of agricultural and agroforestry innovations among smallholder farmers in sub-Saharan Africa. *Int. J. Agric. Sustain.*, **13**, 40–54, doi:10.1080/14735903.2014.912493.
- Mekuria, W., and E. Aynekulu, 2013: Enclosure land management for restoration of the soils in degraded communal grazing lands in northern Ethiopia. *L. Degrad. Dev.*, **24**, 528–538, doi:10.1002/ldr.1146.
- Melamed, M., and J. Schmale, 2016: Sustainable policy – Key considerations for air quality and climate change. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **23**, 85–91. Mello, F.F.C. et al., 2014: Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 605–609, doi:10.1038/nclimate2239.
- Melo, F.P.L. et al., 2013: Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environ. Sci. Policy*, **33**, 395–404, doi:10.1016/j.envsci.2013.07.013.
- Mercer, J., 2010: Policy arena disaster risk reduction or climate change adaptation: Are we reinventing the wheel? *J. Int. Dev.*, **22**, 247–264, doi:10.1002/jid.
- Merriott, D., 2016: Factors associated with the farmer suicide crisis in India. *J. Epidemiol. Glob. Health*, **6**, 217–227, doi:10.1016/J.JEGH.2016.03.003. Meyer, S., B. Glaser, and P. Quicker, 2011: Technical, economical, and climate-related aspects of bio-char production technologies: A literature review. *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 9473–9483, doi:10.1021/es201792c.
- Meze-Hausken, E., A. Patt, and S. Fritz, 2009: Reducing climate risk for micro-insurance providers in Africa: A case study of Ethiopia. *Glob. Environ. Chang.*, **19**, 66–73, doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.09.001.
- Miao, L. et al., 2015: Footprint of research in desertification management in China. *L. Degrad. Dev.*, **26**, 450–457, doi:10.1002/ldr.2399.
- Michellini, L., L. Principato, and G. Iasevoli, 2018: Understanding food sharing models to tackle sustainability challenges. *Ecol. Econ.*, **145**, 205–217, doi:10.1016/J.ECOLECON.2017.09.009.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005: *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC., 137 pp.
- Mills, E., 2005: Insurance in a climate of change. *Science*, **309**, 1040–1044, doi:10.1126/science.1112121.
- Miner, R., 2010: *Impact of the Global Forest Industry on Atmospheric Greenhouse Gases*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, 71 pp.
- Minot, N., 2014: Food price volatility in sub-Saharan Africa: Has it really increased? *Food Policy*, **45**, 45–56,

- doi:10.1016/J.FOODPOL.2013.12.008. Mittermeier, R.A., W.R. Turner, F.W. Larsen, T.M. Brooks, and C. Gascon, 2011: Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In: *Biodiversity Hotspots* [F. Zachos and J. Habel (eds.)]. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 3–22 pp.
- Mohammadi, A. et al., 2014: Energy use efficiency and greenhouse gas emissions of farming systems in north Iran. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **30**, 724–733, doi:10.1016/J.RSER.2013.11.012.
- Molotoks, A., M. Kuhnert, T. Dawson, and P. Smith, 2017: Global hotspots of conflict risk between food security and biodiversity conservation. *Land*, **6**, 67, doi:10.3390/land6040067.
- Mooney, H.A., and P.R. Ehrlich, 1997: Ecosystem services: A fragmentary history. In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC and Covelo, California, USA, 392 pp.
- Moore, F.C., and D.B. Diaz, 2015: Temperature impacts on economic growth warrant stringent mitigation policy. *Nat. Clim. Chang.*, **5**, 127.
- de Moraes Sá, J.C. et al., 2017: Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environ. Int.*, **98**, 102–112, doi:10.1016/J.ENVINT.2016.10.020.
- Morduch, J., and M. Sharma, 2002: Strengthening public safety nets from the bottom up. *Dev. Policy Rev.*, **20**, 569–588, doi:10.1111/1467-7679.00190. Morita, K., and K. Matsumoto, 2018: Synergies among climate change and biodiversity conservation measures and policies in the forest sector: A case study of Southeast Asian countries. *For. Policy Econ.*, **87**, 59–69.
- Morton, J.F., 2007: The impact of climate change on smallholder and subsistence agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **104**, 19680–19685, doi:10.1073/pnas.0701855104.
- Mosquera-Losada, M.R. et al., 2018: Agroforestry in the European common agricultural policy. *Agrofor. Syst.*, **92**, 1117, doi:10.1007/s10457-018-0251-5. Moss, R.H., A.L. Brenkert, and E.L. Malone, 2001: *Vulnerability to climate change. A quantitative approach*. Pacific Northwest National Laboratory (PNNL-SA-33642). Prepared for the US Department of Energy, US Department of Commerce, Springfield, VA, USA, 88 pp.
- Mostofa, K. et al., 2016: Reviews and syntheses: Ocean acidification and its potential impacts on marine ecosystems. *Biogeosciences*, **13**, 1767–1786, doi:10.5194/bg-13-1767-2016.
- Mousseau, F., 2015: The untold success story of agroecology in Africa. *Development*, **58**, 341–345, doi:10.1057/s41301-016-0026-0.
- Mudombi, S. et al., 2018: Multi-dimensional poverty effects around operational biofuel projects in Malawi, Mozambique and Swaziland. *Biomass and bioenergy*, **114**, 41–54, doi:10.1016/j.biombioe.2016.09.003.
- Mueller, N.D. et al., 2012: Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, **490**, 254–257, doi:10.1038/nature11420.
- Mujumdar, M. et al., 2017: Anomalous convective activity over sub-tropical east Pacific during 2015 and associated boreal summer monsoon teleconnections. *Clim. Dyn.*, **48**, 4081–4091, doi:doi.org/10.1007/s00382-016-3321-2.
- Muller, A. et al., 2017: Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat. Commun.*, **8**, 1290, doi:10.1038/s41467-017-01410-w.
- Munang, R., J. Andrews, K. Alverson, and D. Mebratu, 2014: Harnessing ecosystem-based adaptation to address the social dimensions of climate change. *Environ. Sci. Policy Sustain. Dev.*, **56**, 18–24, doi:10.1080/00139157.2014.861676.
- Mundler, P., and L. Rumpus, 2012: The energy efficiency of local food systems: A comparison between different modes of distribution. *Food Policy*, **37**, 609–615, doi:10.1016/J.FOODPOL.2012.07.006.
- Muratori, M., K. Calvin, M. Wise, P. Kyle, and J. Edmonds, 2016: Global economic consequences of deploying bioenergy with carbon capture and storage (BECCS). *Environ. Res. Lett.*, **11**, 95004, doi:10.1088/1748-9326/11/9/095004.
- Murthy, P.S., and M. Madhava Naidu, 2012: Sustainable management of coffee industry by-products and value addition – A review. *Resour. Conserv. Recycl.*, **66**, 45–58, doi:10.1016/j.resconrec.2012.06.005.
- Mutoko, M., C. Shisanya, and L. Hein, 2014: Fostering technological transition to sustainable land management through stakeholder collaboration in the western highlands of Kenya. *Land use policy*, **41**, 110–120.
- Mutuo, P.K., G. Cadisch, A. Albrecht, C.A. Palm, and L. Verchot, 2005: Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, **71**, 43–54, doi:10.1007/s10705-004-5285-6.
- Nabuurs, G.J., A. Pussinen, J. Van Brusselen, and M.J. Schelhaas, 2007: Future harvesting pressure on European forests. *Eur. J. For. Res.*, **126**, 391–400, doi:10.1007/s10342-006-0158-y.
- Nabuurs, G.J. et al., 2017: By 2050 the mitigation effects of EU forests could nearly double through climate smart forestry. *Forests*, **8**, 1–14, doi:10.3390/f8120484.
- Naeem, S. et al., 2015: Get the science right when paying for nature's services. *Science*, **347**, 1206–1207, doi:10.1126/science.aaa1403.
- Nagoda, S., and A.J. Nightingale, 2017: Participation and power in climate change adaptation policies: Vulnerability in food security programs in Nepal. *World Dev.*, doi:10.1016/j.worlddev.2017.07.022.
- Nahlik, A.M., M.E. Kentula, M.S. Fennessy, and D.H. Landers, 2012: Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecol. Econ.*, **77**, 27–35, doi:10.1016/J.ECOLECON.2012.01.001.

- Nair, P., and V. Nair, 2014: "Solid–fluid–gas": The state of knowledge on carbon-sequestration potential of agroforestry systems in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **6**, 22–27, doi:10.1016/j.cosust.2013.07.014.
- Nair, P., V.D. Nair, B.M. Kumar, and J.M. Showalter, 2010: Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, **108**, 237.
- Nandy, S., A. Daoud, and D. Gordon, 2016: Examining the changing profile of undernutrition in the context of food price rises and greater inequality. *Soc. Sci. Med.*, **149**, 153–163, doi:10.1016/j.socscimed.2015.11.036.
- Narain, P., R.K. Singh, N.S. Sindhwal, and P. Joshie, 1997: Agroforestry for soil and water conservation in the western Himalayan Valley Region of India 2. Crop and tree production. *Agrofor. Syst.*, **39**, 191–203, doi:10.1023/A:1005900229886.
- Nardone, A., B. Ronchi, N. Lacetera, M.S. Ranieri, and U. Bernabucci, 2010: Effects of climate changes on animal production and sustainability of livestock systems. *Livest. Sci.*, **130**, 57–69, doi:10.1016/J.LIVSCI.2010.02.011.
- Nasi, R., A. Taber, and N. Van Vliet, 2011: Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *Int. For. Rev.*, **13**, 355–368.
- Naudts, K., Y. Chen, M.J. McGrath, J. Ryder, A. Valade, J. Otto, and S. Luysaert, 2016: Europe's forest management did not mitigate climate warming. *Science*, **351**, 597–601, doi:10.1126/science.aad7270.
- Naylor, R.L. et al., 2000: Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, **405**, 1017–1024, doi:10.1038/35016500.
- Ndoro, J.T., M. Mudhara, and M. Chimonyo, 2014: Cattle commercialization in rural South Africa: Livelihood drivers and implications for livestock marketing extension. *J. Hum. Ecol.*, **45**, 207–221.
- Neary, D.G., G.G. Ice, and C.R. Jackson, 2009: Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.*, **258**, 2269–2281, doi:10.1016/j.foreco.2009.05.027.
- Nejad, A.N., 2013: Soil and water conservation for desertification control in Iran. In: *Combating Desertification: in Asia, Africa and the Middle East: Proven practices* [G. Heshmati and V. Squires (eds.)]. Springer, Dordrecht, 377–400 pp.
- Nelson, V., K. Meadows, T. Cannon, J. Morton, and A. Martin, 2002: Uncertain predictions, invisible impacts, and the need to mainstream gender in climate change adaptations. *Gend. Dev.*, **10**, 51–59, doi:10.1080/13552070215911.
- Nemet, G.F., T. Holloway, and P. Meier, 2010: Implications of incorporating air-quality co-benefits into climate change policymaking. *Environ. Res. Lett.*, **5**, 14007, doi:10.1088/1748-9326/5/1/014007.
- Netzel, P., and T. Stepinski, 2018: Climate similarity search: GeoWeb tool for exploring climate variability. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, **99**, 475–477, doi:10.1175/BAMS-D-16-0334.1.
- Newbold, T. et al., 2015: Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, **520**, 45–50, doi:10.1038/nature14324.
- Ngigi, M.W., U. Mueller, and R. Birner, 2017: Gender differences in climate change adaptation strategies and participation in group-based approaches: An intra-household analysis from rural Kenya. *Ecol. Econ.*, **138**, 99–108, doi:10.1016/j.ecolecon.2017.03.019.
- Niehof, A., 2004: The significance of diversification for rural livelihood systems. *Food Policy*, **29**, 321–338, doi:10.1016/j.foodpol.2004.07.009.
- Van Niekerk, J., and R. Wynberg, 2017: Traditional seed and exchange systems cement social relations and provide a safety net: a case study in KwaZulu-Natal, South Africa. *Agroecol. Sustain. Food Syst.*, **41**, 1–25, doi:10.1080/21683565.2017.1359738.
- Nightingale, A.J., 2017: Power and politics in climate change adaptation efforts: Struggles over authority and recognition in the context of political instability. *Geoforum*, **84**, 11–20, doi:10.1016/j.geoforum.2017.05.011.
- Nigussie, Z. et al., 2017: Factors influencing small-scale farmers' adoption of sustainable land management technologies in north-western Ethiopia. *Land use policy*, **67**, 57–64.
- del Ninno, C., P.A. Dorosh, and K. Subbarao, 2007: Food aid, domestic policy and food security: Contrasting experiences from South Asia and sub-Saharan Africa. *Food Policy*, **32**, 413–435, doi:10.1016/j.foodpol.2006.11.007.
- Nizeyimana, E.L. et al., 2001: Assessing the impact of land conversion to urban use on soils with different productivity levels in the USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **65**, 391, doi:10.2136/sssaj2001.652391x.
- Nkonya, E., A. Mirzabaev, and J. von Braun, 2016: *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development*. Springer, Heidelberg, New York, Dordrecht, London, 695 pp.
- Noble, I.R. et al., 2014: Adaptation Needs and Options. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 833–868.
- North, M.P. et al., 2015: Reform forest fire management. *Science*, **349**, 1280–1281, doi:10.1126/science.aab2356.
- Norton, B.A. et al., 2015: Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landsc. Urban Plan.*, **134**, 127–138, doi:10.1016/J.LANDURBPLAN.2014.10.018.
- Nowak, D.J., S. Hirabayashi, A. Bodine, and E. Greenfield, 2014: Tree and forest effects on air quality and human health in the United

- States. *Environ. Pollut.*, **193**, 119–129, doi:10.1016/j.envpol.2014.05.028.
- Nunes, A. et al., 2016: Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners. *Sci. Total Environ.*, **566**, 722–732.
- Núñez, M., B. et al., 2010: Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, **15**, 67–78, doi:10.1007/s11367-009-0126-0.
- Nussbaum, M., and A. Sen, 1993: *The Quality of Life*. Clarendon Press, Oxford, UK, 468 pp.
- Nuttall, M., 2012: Tipping points and the human world: Living with change and thinking about the future. *Ambio*, **41**, 96–105, doi:10.1007/s13280-011-0228-3.
- O'Mara, F., 2012: The role of grasslands in food security and climate change. *Ann. Bot.*, **110**, 1263–1270, doi:10.1093/aob/mcs209.
- O'Neill, B.C. et al., 2014: A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Clim. Change*, **122**, 387–400, doi:10.1007/s10584-013-0905-2.
- O'Neill, B.C. et al., 2017: The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 169–180, doi:10.1016/J.GLOENVCHA.2015.01.004.
- Obersteiner, M. et al., 2016: Assessing the land resource-food price nexus of the Sustainable Development Goals. *Sci. Adv.*, **2**, e1501499, doi:10.1126/sciadv.1501499.
- Odgaard, M.V., M.T. Knudsen, J.E. Hermansen, and T. Dalgaard, 2019: Targeted grassland production – A Danish case study on multiple benefits from converting cereal to grasslands for green biorefinery. *J. Clean. Prod.*, **223**, 917–927, doi:10.1016/j.jclepro.2019.03.072.
- OECD and FAO, 2018: *OECD-FAO Agricultural Outlook 2018 – 2027. Meat*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 29 pp.
- Oldeman, L., R. Hakkeling, and W. Sombroek, 1991: *World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation: An Explanatory Note*. Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD). CIP-Gegevens Koninklijke Bibliotheek, The Hague, Netherlands, 41 pp.
- Olesen, J., and M. Bindi, 2002: Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *Eur. J. Agron.*, **16**, 239–262.
- de Oliveira Silva, R. et al., 2017: Sustainable intensification of Brazilian livestock production through optimized pasture restoration. *Agric. Syst.*, **153**, 201–211, doi:10.1016/J.AGSY.2017.02.001.
- de Oliveira Silva, R., L.G. Barioni, J.A., G. Queiroz Pellegrino, and D. Moran, 2018: The role of agricultural intensification in Brazil's nationally determined contribution on emissions mitigation. *Agric. Syst.*, **161**, 102–112, doi:10.1016/J.AGSY.2018.01.003.
- Oliver, C.D., N.T. Nassar, B.R. Lippke, and J.B. McCarter, 2014: Carbon, fossil fuel, and biodiversity mitigation with wood and forests. *J. Sustain. For.*, **33**, 248–275, doi:10.1080/10549811.2013.839386.
- Oliver, T.H., and M.D. Morecroft, 2014: Interactions between climate change and land use change on biodiversity: Attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.*, **5**, 317–335, doi:10.1002/wcc.271.
- Oloo, J.O., and P. Omondi, 2017: Strengthening local institutions as avenues for climate change resilience. *Int. J. Disaster Resil. Built Environ.*, **8**, 573–588, doi:10.1108/IJDRBE-12-2013-0047.
- Van Oost, K. et al., 2007: The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, **318**, 626–629, doi:10.1126/science.1145724.
- Osbahr, H., C. Twyman, W. Neil Adger, and D.S.G. Thomas, 2008: Effective livelihood adaptation to climate change disturbance: Scale dimensions of practice in Mozambique. *Geoforum*, **39**, 1951–1964, doi:10.1016/j.geoforum.2008.07.010.
- Ostrom, E., 1990: An institutional approach to the study of self-organization and self-governance in CPR situations. In: *Governing the Commons: The evolution of institutions for collective action*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 29–57, doi:10.1017/CBO9780511807763.
- Ostrom, E., 2000: Collective action and the evolution of social norms. *J. Econ. Perspect.*, **14**, 137–158, doi:10.1257/jep.14.3.137.
- Osuri, A.M. et al., 2016: Contrasting effects of defaunation on aboveground carbon storage across the global tropics. *Nat. Commun.*, **7**, 11351, doi:10.1038/ncomms11351.
- Overmars, K.P. et al., 2014: Estimating the opportunity costs of reducing carbon dioxide emissions via avoided deforestation, using integrated assessment modelling. *Land use policy*, **41**, 45–60, doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2014.04.015.
- Pacala, S., and R. Socolow, 2004: Stabilization wedges: Solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. *Science*, **305**, 968 LP-972.
- Padgham, J., J. Jabbour, and K. Dietrich, 2014: Managing change and building resilience: A multi-stressor analysis of urban and peri-urban agriculture in Africa and Asia. *Urban Clim.*, **1**, 183–204, doi:10.1016/j.uclim.2015.04.003.
- Le Page, Y. et al., 2013: Sensitivity of climate mitigation strategies to natural disturbances. *Environ. Res. Lett.*, **8**, 15018, doi:10.1088/1748-9326/8/1/015018.
- Pahl-Wostl, C., A. Bhaduri, and A. Bruns, 2018: Editorial special issue: The nexus of water, energy and food – An environmental governance perspective. *Environ. Sci. Policy*, **90**, 161–163, doi:10.1016/j.envsci.2018.06.021.

- Palacios, M., E. et al., 2013: Landscape diversity in a rural territory: Emerging land use mosaics coupled to livelihood diversification. *Land use policy*, **30**, 814–824, doi:10.1016/j.landusepol.2012.06.007.
- Palm, C., H. Blanco-Canqui, F. DeClerck, L. Gatere, and P. Grace, 2014: Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **187**, 87–105, doi:10.1016/J.AGEE.2013.10.010.
- Pan, G., P. Smith, and W. Pan, 2009: The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **129**, 344–348, doi:10.1016/J.AGEE.2008.10.008.
- Pascual, U. et al., 2017: Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **26–27**, 7–16, doi:10.1016/J. COSUST.2016.12.006.
- Paterson, R.R.M., L. Kumar, F. Shabani, and N. Lima, 2017: World climate suitability projections to 2050 and 2100 for growing oil palm. *J. Agric. Sci.*, **155**, 689–702, doi:10.1017/S0021859616000605.
- Patnaik, A., J. Jongerden, and G. Ruivenkamp, 2017: Repossession through sharing of and access to seeds: Different cases and practices. *Int. Rev. Sociol.*, **27**, 179–201, doi:10.1080/03906701.2016.1235213.
- Patt, A., P. Suarez, and U. Hess, 2010: How do small-holder farmers understand insurance, and how much do they want it? Evidence from Africa. *Glob. Environ. Chang.*, **20**, 153–161, doi:10.1016/j.gloenvcha.2009.10.007.
- Paustian, K. et al., 2016: Climate-smart soils. *Nature*, **532**, 49–57, doi:10.1038/nature17174.
- Pawson, S.M. et al., 2013: Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodivers. Conserv.*, **22**, 1203–1227, doi:10.1007/s10531-013-0458-8.
- Payn, T. et al., 2015: Changes in planted forests and future global implications. *For. Ecol. Manage.*, **352**, 57–67, doi:10.1016/j.foreco.2015.06.021.
- Pedercini, M., G. Zuellich, K. Dianati, and S. Arquitt, 2018: Toward achieving Sustainable Development Goals in Ivory Coast: Simulating pathways to sustainable development. *Sustain. Dev.*, **26**, 588–595, doi:10.1002/sd.1721.
- PEFC, and FSC, 2018: *Double Certification FSC and PEFC – Estimations for Mid 2018*. Geneva, Switzerland,.
- Pellegrini, L., and L. Tasciotti, 2014: Crop diversification, dietary diversity and agricultural income: Empirical evidence from eight developing countries. *Can. J. Dev. Stud. / Rev. Can. d’études du développement / Rev. Can. d’études du développement*, **35**, 211–227, doi:10.1080/02255189.2014.898580.
- Pelletier, J. et al., 2016: The place of community forest management in the REDD+ landscape. *Forests*, **7**, 170, doi:10.3390/f7080170.
- Pendleton, L. et al., 2012: Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, **7**, e43542, doi: 10.1371/journal.pone.0043542.
- Pereira, H.M. et al., 2010: Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, **330**, 1496–1501, doi:10.1126/science.1196624.
- Perugini, L. et al., 2017: Biophysical effects on temperature and precipitation due to land cover change. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 053002, doi:10.1088/1748-9326/aa6b3f.
- Peterson, G.D. et al., 2018: Welcoming different perspectives in IPBES: “Nature’s contributions to people” and “Ecosystem services.” *Ecol. Soc.*, **23**, art39, doi:10.5751/ES-10134-230139.
- Peterson, N.D., 2012: Developing climate adaptation: The intersection of climate research and development programmes in index insurance. *Dev. Change*, **43**, 557–584, doi:10.1111/j.1467-7660.2012.01767.x.
- Phelps, J., E. Webb, and A. Agrawal, 2010: Does REDD+ threaten to recentralize forest governance? *Science*, **328**, 312–313, doi:10.1126/science.1187774. Phillipson, J., P. Lowe, A. Proctor, and E. Ruto, 2012: Stakeholder engagement and knowledge exchange in environmental research. *J. Environ. Manage.*, **95**, 56–65.
- Pierzynski, G., C.L. Brajendra, and R. Vargas, 2017: *Threats to Soils: Global Trends and Perspectives. Global Land Outlook Working Paper 28*. Secretariat of the United Nations Convention to Combat Desertification, Bonn, Germany, 340 pp.
- Pimentel, D., 2006: Soil erosion: A food and environmental threat. *Environ. Dev. Sustain.*, **8**, 119–137, doi:10.1007/s10668-005-1262-8.
- Pimentel, D., R. Zuniga, and D. Morrison, 2005: Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.*, **52**, 273–288.
- Pingoud, K., T. Ekholm, R. Sievänen, S. Huuskonen, and J. Hynynen, 2018: Trade-offs between forest carbon stocks and harvests in a steady state – A multi-criteria analysis. *J. Environ. Manage.*, **210**, 96–103, doi:10.1016/j.jenvman.2017.12.076.
- Platteau, J.-P., O. De Bock, and W. Gelade, 2017: The demand for microinsurance: A literature review. *World Dev.*, **94**, 139–156, doi:10.1016/j.worlddev.2017.01.010.
- Poehlau, C., and A. Don, 2015: Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **200**, 33–41, doi:10.1016/J.AGEE.2014.10.024.

- Poeplau, C. et al., 2011: Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – Carbon response functions as a model approach. *Glob. Chang. Biol.*, **17**, 2415–2427, doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x.
- Pohnan, E., H. Ompusunggu, and C. Webb, 2015: Does tree planting change minds? Assessing the use of community participation in reforestation to address illegal logging in West Kalimantan. *Trop. Conserv. Sci.*, **8**, 45–57, doi:10.1177/194008291500800107.
- Pomeroy, R., and F. Douvère, 2008: The engagement of stakeholders in the marine spatial planning process. *Mar. Policy*, **32**, 816–822.
- Poore, J., and T. Nemecek, 2018: Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science.*, **360**, 987–992, doi:10.1126/science.aaq0216.
- Popp, A., H. Lotze-Campen, and B. Bodirsky, 2010: Food consumption, diet shifts and associated non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases from agricultural production. *Glob. Environ. Chang.*, **20**, 451–462.
- Popp, A. et al., 2011a: The economic potential of bioenergy for climate change mitigation with special attention given to implications for the land system. *Environ. Res. Lett.*, **6**, 34017, doi:10.1088/1748-9326/6/3/034017.
- Popp, A. et al., 2011b: On sustainability of bioenergy production: Integrating co-emissions from agricultural intensification. *Biomass and Bioenergy*, **35**, 4770–4780, doi:10.1016/j.biombioe.2010.06.014.
- Popp, A. et al., 2014: Land-use transition for bioenergy and climate stabilization: Model comparison of drivers, impacts and interactions with other land use based mitigation options. *Clim. Change*, **123**, 495–509, doi:10.1007/s10584-013-0926-x.
- Popp, A. et al., 2017: Land-use futures in the shared socio-economic pathways. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 331–345, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.10.002. Porter, J.R., L. Xie, A.J. Challinor, K. Cochrane, S.M. Howden, M.M. Iqbal, D.B. Lobell, and M.I. Travasso, 2014: Food Security and Food Production Systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 485–533.
- Porter, S.D., D.S. Reay, P. Higgins, and E. Bomberg, 2016: A half-century of production-phase greenhouse gas emissions from food loss & waste in the global food supply chain. *Sci. Total Environ.*, **571**, 721–729, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.07.041.
- Poteete, A.R., and E. Ostrom, 2004: In pursuit of comparable concepts and data about collective action. *Agric. Syst.*, **82**, 215–232, doi:10.1016/j.agsy.2004.07.002.
- Potschin, M.B., and R.H. Haines-Young, 2011: Ecosystem services. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.*, **35**, 575–594, doi:10.1177/0309133311423172.
- Poulter, B. et al., 2014: Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature*, **509**, 600–603, doi:10.1038/nature13376.
- Poulton, C., J. Kydd, S. Wiggins, and A. Dorward, 2006: State intervention for food price stabilisation in Africa: Can it work? *Food Policy*, **31**, 342–356, doi:10.1016/j.foodpol.2006.02.004.
- Powell, T.W.R., and T.M. Lenton, 2012: Future carbon dioxide removal via biomass energy constrained by agricultural efficiency and dietary trends. *Energy Environ. Sci.*, **5**, 8116–8133.
- Powelson, D.S. et al., 2014: Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 678–683, doi:10.1038/nclimate2292.
- Powelson, D.S., C.M. Stirling, C. Thierfelder, R.P. White, and M.L. Jat, 2016: Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agric. Ecosyst. Environ.*, **220**, 164–174, doi:10.1016/j.agee.2016.01.005.
- Pozzi, W. et al., 2013: Toward global drought early warning capability: Expanding international cooperation for the development of a framework for monitoring and forecasting. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, **94**, 776–785, doi:10.1175/BAMS-D-11-00176.1.
- Pradhan, P., D.E. Reusser, and J.P. Kropp, 2013: Embodied greenhouse gas emissions in diets. *PLoS One*, **8**, e62228.
- Pratt, K., and D. Moran, 2010: Evaluating the cost-effectiveness of global biochar mitigation potential. *Biomass and bioenergy*, **34**, 1149–1158.
- Pretty, J., and Z.P.Z. Bharucha, 2014: Sustainable intensification in agricultural systems. *Ann. Bot.*, **114**, 1571–1596, doi:10.1093/aob/mcu205.
- Pretty, J. et al., 2018: Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. *Nat. Sustain.*, **1**, 441, doi:10.1038/s41893-018-0114-0.
- Putz, F.E. et al., 2012: Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. *Conserv. Lett.*, **5**, 296–303, doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x.
- Qadir, M., A.D. Noble, and C. Chartres, 2013: Adapting to climate change by improving water productivity of soils in dry areas. *L. Degrad. Dev.*, **24**, 12–21, doi:10.1002/ldr.1091.
- Qian, J., Y. Peng, C. Luo, C. Wu, and Q. Du, 2015: Urban land expansion and sustainable land use policy in Shenzhen: A case study of China's rapid urbanization. *Sustainability*, **8**, 16, doi:10.3390/su8010016.

- Qin, Z., J.B. Dunn, H. Kwon, S. Mueller, and M.M. Wander, 2016: Soil carbon sequestration and land use change associated with bio-fuel production: Empirical evidence. *GCB Bioenergy*, **8**, 66–80, doi:10.1111/gcbb.12237.
- Rahman, M.R., and S.H. Bulbul, 2015: Adoption of water saving irrigation techniques for sustainable rice production in Bangladesh. *Environ. Ecol. Res.*, **3**, 1–8, doi:10.13189/EER.2015.030101.
- Rakodi, C., 1999: A capital assets framework for analysing household livelihood strategies: Implications for policy. *Dev. Policy Rev.*, **17**, 315–342, doi:10.1111/1467-7679.00090.
- Raleigh, C., H.J. Choi, and D. Kniveton, 2015: The devil is in the details: An investigation of the relationships between conflict, food price and climate across Africa. *Glob. Environ. Chang.*, **32**, 187–199, doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.03.005.
- Ram, A. et al., 2017: Reactive nitrogen in agroforestry systems of India. In: *The Indian Nitrogen Assessment*. Woodhead Publishing, Duxford, UK and Cambridge, MA, USA and Kidlington, UK, 207–218.
- Ramage, M.H. et al., 2017: The wood from the trees: The use of timber in construction. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **68**, 333–359, doi:10.1016/J.RSER.2016.09.107.
- Ramanathan, V., P.J. Crutzen, J.T. Kiehl, and D. Rosenfeld, 2001: Aerosols, climate, and the hydrological cycle. *Science*, **294**, 2119–2124, doi:10.1126/science.250.4988.1669.
- Rametsteiner, E., and M. Simula, 2003: Forest certification – An instrument to promote sustainable forest management? *J. Environ. Manage.*, **67**, 87–98, doi:10.1016/S0301-4797(02)00191-3.
- Randerson, J.T., Y. Chen, G.R. Van der Werf, B.M. Rogers, and D.C. Morton, 2012: Global burned area and biomass burning emissions from small fires. *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, **117**, doi:10.1029/2012JG002128.
- Rao, C.S. et al., 2017a: Farm ponds for climate-resilient rainfed agriculture. *Curr. Sci.*, **112**, 471.
- Rao, S. et al., 2017b: Future air pollution in the Shared Socio-economic Pathways. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 346–358, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.05.012.
- Rasmussen, D.J. et al., 2017: Coastal implications of 1.5°C, 2.0°C, and 2.5°C temperature stabilization targets in the 21st and 22nd century. *Environmental Research Letters*, **13**, 034040, doi:10.1088/1748-9326/aaac87.
- Rawlins, A., and J. Morris, 2010: Social and economic aspects of peatland management in Northern Europe, with particular reference to the English case. *Geoderma*, **154**, 242–251, doi:10.1016/j.geoderma.2009.02.022.
- Redford, K.H., and W.M. Adams, 2009: Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conserv. Biol.*, **23**, 785–787, doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01271.x.
- Regmi, A., and B. Meade, 2013: Demand side drivers of global food security. *Glob. Food Sec.*, **2**, 166–171, doi:10.1016/j.gfs.2013.08.001.
- Reichardt, M., C. Jürgens, U. Klöble, J. Hüter, and K. Moser, 2009: Dissemination of precision farming in Germany: Acceptance, adoption, obstacles, knowledge transfer and training activities. *Precis. Agric.*, **10**, 525–545, doi:10.1007/s11119-009-9112-6.
- Reidsma, P., F. Ewert, A.O. Lansink, and R. Leemans, 2010: Adaptation to climate change and climate variability in European agriculture: The importance of farm level responses. *Eur. J. Agron.*, **32**, 91–102, doi:10.1016/j.eja.2009.06.003.
- Reilly, J. et al., 2012: Using land to mitigate climate change: Hitting the target, recognizing the trade-offs. *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 5672–5679, doi:10.1021/es2034729.
- Reisman, E., 2017: Troubling tradition, community, and self-reliance: Reframing expectations for village seed banks. *World Dev.*, **98**, 160–168, doi:10.1016/J.WORLDDEV.2017.04.024.
- Renforth, P. et al., 2012: Contaminant mobility and carbon sequestration downstream of the Ajka (Hungary) red mud spill: The effects of gypsum dosing. *Sci. Total Environ.*, **421–422**, 253–259, doi:10.1016/J.SCITOTENV.2012.01.046.
- Rengasamy, P., 2006: World salinization with emphasis on Australia. *J. Exp. Bot.*, **57**, 1017–1023, doi:10.1093/jxb/erj108.
- Revi, A. et al., 2014: Urban Areas. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, C. [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 535–612.
- Rey Benayas, J.M., A.C. Newton, A. Diaz, and J.M. Bullock, 2009: Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science*, **325**, 1121–1124, doi:10.1126/science.1172460.
- Reyer, C., M. Guericke, and P.L. Ibsch, 2009: Climate change mitigation via afforestation, reforestation and deforestation avoidance: And what about adaptation to environmental change? *New For.*, **38**, 15–34, doi:10.1007/s11056-008-9129-0.
- Reynolds, L.P., M.C. Wulster-Radcliffe, D.K. Aaron, and T.A. Davis, 2015: Importance of animals in agricultural sustainability and food security. *J. Nutr.*, **145**, 1377–1379.
- Riahi, K. et al., 2017: The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Glob. Environ. Chang.*, **42**, 153–168, doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009.

- Richards, M. et al., 2017: High resolution spatial modelling of greenhouse gas emissions from land use change to energy crops in the United Kingdom. *GCB Bioenergy*, doi:10.1111/gcbb.12360.
- Ridoutt, B. et al., 2016: Climate change adaptation strategy in the food industry – Insights from product carbon and water footprints. *Climate*, **4**, 26, doi:10.3390/cli4020026.
- Rigg, J., 2006: Land, farming, livelihoods, and poverty: Rethinking the links in the Rural South. *World Dev.*, **34**, 180–202, doi:10.1016/j.worlddev.2005.07.015.
- Ringler, C. et al., 2016: Global linkages among energy, food and water: an economic assessment. *J. Environ. Stud. Sci.*, **6**, 161–171, doi:10.1007/s13412-016-0386-5.
- Ritzema, R.S. et al., 2017: Is production intensification likely to make farm households food-adequate? A simple food availability analysis across smallholder farming systems from East and West Africa. *Food Secur.*, **9**, 115–131, doi:10.1007/s12571-016-0638-y.
- Rivera-Ferre, M.G. et al., 2016: Re-framing the climate change debate in the livestock sector: Mitigation and adaptation options. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.*, **7**, 869–892, doi:10.1002/wcc.421.
- Robert, M. et al., 2017: Farm typology in the Berambadi Watershed (India): Farming systems are determined by farm size and access to groundwater. *Water*, **9**, 51, doi:10.3390/w9010051.
- Roberts, K.G., B.A. Gloy, S. Joseph, N.R. Scott, and J. Lehmann, 2009: Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential. *Environ. Sci. Technol.*, **44**, 827–833.
- Robertson, A.D. et al., 2017a: Climate change impacts on yields and soil carbon in row crop dryland agriculture. *J. Environ. Qual.*, **47**, 684–694, doi:10.2134/jeq2017.08.0309.
- Robertson, G.P. et al., 2017b: Cellulosic biofuel contributions to a sustainable energy future: Choices and outcomes. *Science*, **356**, eaal2324, doi:10.1126/science.aal2324.
- Robledo-Abad, C. et al., 2017: Bioenergy production and sustainable development: Science base for policymaking remains limited. *GCB Bioenergy*, **9**, 541–556, doi:10.1111/gcbb.12338.
- Rodríguez, J. et al., 2006: Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol. Soc.*, **11**, 28.
- Roesch-McNally, G.E., S. Rabotyagov, J.C. Tyndall, G. Ettl, and S.F. Tóth, 2016: Auctioning the forest: A qualitative approach to exploring stakeholder responses to bidding on forest ecosystem services. *Small-scale For.*, **15**, 321–333, doi:10.1007/s11842-016-9327-0.
- Roesch-McNally, G.E. et al., 2017: The trouble with cover crops: Farmers’ experiences with overcoming barriers to adoption. *Renew. Agric. Food Syst.*, **33**, 322–333, doi:10.1017/S1742170517000096.
- Rogelj, J., D. Shindell, K. Jiang, S. Fifita, P. Forster, V. Ginzburg, C. Handa, H. Kheshgi, S. Kobayashi, E. Kriegler, L. Mundaca, R. Séférian, and M.V. Vilariño, 2018a: Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. In: Global Warming of 1.5°C an IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, pp. 93–174.
- Rogelj, J. et al., 2018b: Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5°C. *Nat. Clim. Chang.*, **8**, 325–332, doi:10.1038/s41558-018-0091-3.
- Rojas-Downing, M.M., A.P. Nejadhashemi, T. Harrigan, and S.A. Woznicki, 2017: Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. *Clim. Risk Manag.*, **16**, 145–163, doi:10.1016/j.crm.2017.02.001.
- Rose, S.K. et al., 2014: Bioenergy in energy transformation and climate management. *Clim. Change*, **123**, doi:10.1007/s10584-013-0965-3.
- Rose, S.K., R. Richels, G. Blanford, and T. Rutherford, 2017: The Paris Agreement and next steps in limiting global warming. *Clim. Change*, **142**, 255–270.
- Rosenstock, T.S. et al., 2014: Agroforestry with N<sub>2</sub>-fixing trees: Sustainable development’s friend or foe? *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, doi:10.1016/j.cosust.2013.09.001.
- Rowe, H. et al., 2016: Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, doi:10.1007/s10705-015-9726-1.
- Rowland, D., A. Ickowitz, B. Powell, R. Nasi, and T. Sunderland, 2017: Forest foods and healthy diets: Quantifying the contributions. *Environ. Conserv.*, **44**, 102–114, doi:10.1017/S0376892916000151.
- de Ruiter, H. et al., 2017: Total global agricultural land footprint associated with UK food supply 1986–2011. *Global Environmental Change*, **43**, 72–81. Rulli, M., S. Bozzi, M. Spada, D. Bocchiola, and R. Rosso, 2006: Rainfall simulations on a disturbed Mediterranean area. *J. Hydrol.*, **327**, 323–338. Rulli, M.C., D. Bellomi, A. Cazzoli, G. De Carolis, and P. D’Odorico, 2016: The water-land-food nexus of first-generation biofuels. *Sci. Rep.*, **6**, 22521, doi:10.1038/srep22521.

- Safriel, U., 2017: Land Degradation Neutrality (LDN) in drylands and beyond – Where has it come from and where does it go. *Silva Fenn.*, **51**, 1650, doi:10.14214/sf.1650.
- Sain, G. et al., 2017: Costs and benefits of climate-smart agriculture: The case of the Dry Corridor in Guatemala. *Agric. Syst.*, **151**, 163–173, doi:10.1016/j.agsy.2016.05.004.
- Salvati, L., A. Sabbì, D. Smiraglia, and M. Zitti, 2014: Does forest expansion mitigate the risk of desertification? Exploring soil degradation and land-use changes in a Mediterranean country. *Int. For. Rev.*, **16**, 485–496, doi:10.1505/146554814813484149.
- Sanchez, D.L., and D.M. Kammen, 2016: A commercialization strategy for carbon-negative energy. *Nat. Energy*, **1**, 15002, doi:10.1038/nenergy.2015.2.
- Sánchez, J., M.D. Curt, and J. Fernández, 2017: Approach to the potential production of giant reed in surplus saline lands of Spain. *GCB Bioenergy*, **9**, 105–118, doi:10.1111/gcbb.12329.
- Sanderman, J., T. Hengl, and G.J. Fiske, 2017: Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **114**, 9575–9580, doi:10.1073/pnas.1706103114.
- Sanderson, B.M., B.C. O’Neill, and C. Tebaldi, 2016: What would it take to achieve the Paris temperature targets? *Geophys. Res. Lett.*, **43**, doi:10.1002/2016GL069563.
- Sanderson, M. et al., 2013: Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: Outcomes from pastures and integrated crop-livestock systems. *Renew. Agric. Food Syst.*, **28**, 194, doi:10.1017/s1742170513000124.
- Santiago-Freijanes, J.J. et al., 2018: Understanding agroforestry practices in Europe through landscape features policy promotion. *Agrofor. Syst.*, **92**, 1105–1115, doi:10.1007/s10457-018-0212-z.
- Santika, T. et al., 2017: Community forest management in Indonesia: Avoided deforestation in the context of anthropogenic and climate complexities. *Glob. Environ. Chang.*, **46**, 60–71, doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.08.002.
- Santilli, J., 2012: *Agrobiodiversity and the Law: Regulating Genetic Resources*, Food Security and Cultural Diversity. Earthscan, New York, USA, 288 pp.
- Sapkota, T. et al., 2017: Reducing global warming potential through sustainable intensification of basmati rice-wheat systems in India. *Sustainability*, **9**, 1044, doi:10.3390/su9061044.
- Sasaki, N. et al., 2016: Sustainable management of tropical forests can reduce carbon emissions and stabilize timber production. *Front. Environ. Sci.*, **4**, 50. Sascha, A., G. Cheppudira, U. Shaanker, and J. Chris, 2017: Evaluating realized seed dispersal across fragmented tropical landscapes: A two fold approach using parentage analysis and the neighbourhood model. *New Phytol.*, **214**, 1307–1316, doi:10.1111/nph.14427.
- Sathre, R., and J. O’Connor, 2010: Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environ. Sci. Policy*, **13**, 104–114.
- Scasta, J. et al., 2016: Patch-burn grazing (PBG) as a livestock management alternative for fire-prone ecosystems of North America. *Renew. Agric. Food Syst.*, **31**, 550–567.
- Schatz, J., and C.J. Kucharik, 2015: Urban climate effects on extreme temperatures in Madison, Wisconsin, USA. *Environ. Res. Lett.*, **10**, 94024, doi:10.1088/1748-9326/10/9/094024.
- Schipper, L., and M. Pelling, 2006: Disaster risk, climate change and international development: Scope for, and challenges to, integration. *Disasters*, **30**, 19–38, doi:10.1111/j.1467-9523.2006.00304.x.
- Schjønning, P. et al., 2018: The role of soil organic matter for maintaining crop yields: Evidence for a renewed conceptual basis. *Advances in Agronomy*, **150**, 35–79.
- Schleicher, J., 2018: The environmental and social impacts of protected areas and conservation concessions in South America. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **32**, 1–8, doi:10.1016/j.cosust.2018.01.001.
- Schlosser, C., K. Strzepek, and X. Gao, 2014: The future of global water stress: An integrated assessment. *Earth’s Futur.*, **2**, 341–361, doi:10.1002/2014EF00238. Received.
- Schmidhuber, J., and F.N. Tubiello, 2007: Global food security under climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **104**, 19703–19708, doi:10.1073/pnas.0701976104.
- Schmitz, O.J. et al., 2014: Animating the carbon cycle. *Ecosystems*, **17**, 344–359, doi:10.1007/s10021-013-9715-7.
- Schmitz, O.J. et al., 2018: Animals and the zoogeochemistry of the carbon cycle. *Science*, **362**, eaar3213, doi:10.1126/SCIENCE.AAR3213.
- Schröder, P. et al., 2018: Intensify production, transform biomass to energy and novel goods and protect soils in Europe – A vision how to mobilize marginal lands. *Sci. Total Environ.*, **616–617**, 1101–1123, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.209.
- Schröter, D. et al., 2005: Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, **310**, 1333–1337, doi:10.1126/science.1115233. Schröter, M. et al., 2014: Ecosystem services as a contested concept: A synthesis of critique and counter-arguments. *Conserv. Lett.*, **7**, 514–523, doi:10.1111/conl.12091.
- Schueler, V., S. Fuss, J.C. Steckel, U. Weddige, and T. Beringer, 2016: Productivity ranges of sustainable biomass potentials from non-

- agricultural land. *Environ. Res. Lett.*, doi:10.1088/1748-9326/11/7/074026.
- Schulling, R.D., and P. Krijgsman, 2006: Enhanced weathering: An effective and cheap tool to sequester CO<sub>2</sub>. *Clim. Change*, **74**, 349–354, doi:10.1007/s10584-005-3485-y.
- Schut, M. et al., 2016: Sustainable intensification of agricultural systems in the Central African Highlands: The need for institutional innovation. *Agric. Syst.*, **1**, 165–176, doi:10.1016/j.agry.2016.03.005.
- Schwilch, G. et al., 2012a: A structured multi-stakeholder learning process for Sustainable Land Management. *J. Environ. Manage.*, **107**, 52–63, doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.023.
- Schwilch, G., F. Bachmann, and J. de Graaff, 2012b: Decision support for selecting SLM technologies with stakeholders. *Appl. Geogr.*, **34**, 86–98, doi:10.1016/j.apgeog.2011.11.002.
- Schwilch, G., H.P. Liniger, and H. Humi, 2014: Sustainable Land Management (SLM) practices in drylands: How do they address desertification threats? *Environ. Manage.*, **54**, 983–1004, doi:10.1007/s00267-013-0071-3.
- Scott, C.A. et al., 2011: Policy and institutional dimensions of the water–energy nexus. *Energy Policy*, **39**, 6622–6630, doi:10.1016/J.ENPOL.2011.08.013.
- Searchinger, T.D. et al., 2018: Europe’s renewable energy directive poised to harm global forests. *Nat. Commun.*, **9**, 10–13, doi:10.1038/s41467-018-06175-4.
- Searle, S., and C. Malins, 2014: A reassessment of global bioenergy potential in 2050. *GCB Bioenergy*, **7**, 328–336, doi:10.1111/gcbb.12141.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008: *Protected Areas in Today’s World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet*. 96 pp. Seidl, R., M.J. Schelhaas, W. Rammer, and P.J. Verkerk, 2014: Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 806–810, doi:10.1038/nclimate2318.
- Seidl, R. et al., 2017: Forest disturbances under climate change. *Nat. Clim. Chang.*, **7**, 395.
- Seinfeld, J.H., and S.N. Pandis, *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. 3rd Edition, Wiley, New Jersey, USA.
- Sen, A., 1992: *Inequality Reexamined*. Clarendon Press, Oxford, UK, 206 pp. Seo, S.N., 2010: Is an integrated farm more resilient against climate change?
- A micro-econometric analysis of portfolio diversification in African agriculture. *Food Policy*, **35**, 32–40, doi:10.1016/J.FOODPOL.2009.06.004. Seppelt, R., C.F. Dormann, F.V. Eppink, S. Lautenbach, and S. Schmidt, 2011: A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.*, **48**, 630–636, doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x.
- Shackley, S., J. Hammond, J. Gaunt, and R. Ibarrola, 2011: The feasibility and costs of biochar deployment in the UK. *Carbon Manag.*, **2**, 335–356, doi:10.4155/cmt.11.22.
- Shah, P., A. Bansal, and R.K. Singh, 2018: Life cycle assessment of organic, BCI and conventional cotton: A comparative study of cotton cultivation practices in India. In: *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*. Springer International Publishing AG, Switzerland, 67–77.
- Shah, T., M. Giordano, and A. Mukherji, 2012: Political economy of the energy– groundwater nexus in India: exploring issues and assessing policy options. *Hydrogeol. J.*, **20**, 995–1006, doi:10.1007/s10040-011-0816-0.
- Shaw, C., S. Hales, P. Howden-Chapman, and R. Edwards, 2014: Health co-benefits of climate change mitigation policies in the transport sector. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 427–433, doi:10.1038/nclimate2247.
- Shcherbak, I., N. Millar, and G.P. Robertson, 2014: Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **111**, 9199–9204, doi:10.1073/pnas.1322434111.
- Sheahan, M., and C.B. Barrett, 2017: Ten striking facts about agricultural input use in sub-Saharan Africa. *Food Policy*, **67**, 12–25, doi:10.1016/J.FOODPOL.2016.09.010.
- Shen, X. et al., 2017: Local interests or centralized targets? How China’s local government implements the farmland policy of Requisition– Compensation Balance. *Land use policy*, **67**, 716–724, doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2017.06.012.
- Shindell, D. et al., 2012: Simultaneously mitigating near-term climate change and improving human health and food security. *Science*, **335**, 183–189, doi:10.1126/science.1210026.
- Shisanya, S., and P. Mafongoya, 2016: Adaptation to climate change and the impacts on household food security among rural farmers in uMzinyathi District of Kwazulu-Natal, South Africa. *Food Secur.*, **8**, 597–608, doi:10.1007/s12571-016-0569-7.
- Sida, T.S., F. Baudron, K. Hadgu, A. Derero, and K.E. Giller, 2018: Crop vs. tree: Can agronomic management reduce trade-offs in tree-crop interactions? *Agric. Ecosyst. Environ.*, **260**, 36–46, doi:10.1016/J.AGEE.2018.03.011.
- Silalahi, M. et al., 2017: Indonesia’s ecosystem restoration concessions. *Unasylva*, **68**, 63–70.
- Sileshi, G., E. Kuntashula, P. Matakala, and P.N., 2008: Farmers’ perceptions of tree mortality, pests and pest management practices

- in agroforestry in Malawi, Mozambique and Zambia, *Agroforestry Systems*, **72** (2), pp. 87–101.
- Silva-Olaya, A.M. et al., 2017: Modelling SOC response to land use change and management practices in sugarcane cultivation in South-Central Brazil. *Plant Soil*, **410**, 483–498, doi:10.1007/s11104-016-3030-y.
- da Silva, J., S. Kernaghan, and A. Luque, 2012: A systems approach to meeting the challenges of urban climate change. *Int. J. Urban Sustain. Dev.*, **4**, 125–145, doi:10.1080/19463138.2012.718279.
- Sims, R., R. Schaeffer, F. Creutzig, X. Cruz-Núñez, M. D'Agosto, D. Dimitriu, M.J. Figueroa Meza, L. Fulton, S. Kobayashi, O. Lah, A. McKinnon, P. Newman, M. Ouyang, J.J. Schauer, D. Sperling, and G. Tiwari, 2014: Transport. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 599–670.
- Singh, G., 2009: Salinity-related desertification and management strategies: Indian experience. *L. Degrad. Dev.*, **20**, 367–385, doi:10.1002/ldr.933.
- Singh, S.N., and A. Verma, 2007: Environmental review: The potential of nitrification inhibitors to manage the pollution effect of nitrogen fertilizers in agricultural and other soils: A review. *Environ. Pract.*, **9**, 266–279, doi:10.1017/S1466046607070482.
- Skees, J.R., and B. Collier, 2012: The roles of weather insurance and the carbon market. In: *Greening the Financial Sector*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 111–164 pp.
- Slade, R., A. Bauen, and R. Gross, 2014: Global bioenergy resources. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 99–105, doi:10.1038/nclimate2097.
- Smit, B., Pilifosova, O., Burton, I., Challenger, B., Huq, S., Klein, R.J.T., and Yohe, G., 2001: Adaptation to climate change in the context of sustainable development and equity. In: *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [McCarthy, J., Canziani, O., Leary, N., Dokken, D., and White, K. (eds.)] pp 877–912
- Smith, P., 2004: Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. *Soil Use Manag.*, **20**, 264–270, doi:10.1111/j.1475-2743.2004.tb00367.x.
- Smith, P., 2008: Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, **81**, 169–178, doi:10.1007/s10705-007-9138-y.
- Smith, P., 2013: Delivering food security without increasing pressure on land. *Glob. Food Sec.*, **2**, 18–23, doi:10.1016/j.gfs.2012.11.008.
- Smith, P., 2016: Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Glob. Chang. Biol.*, **22**, 1315–1324, doi:10.1111/gcb.13178. Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, 2007: Agriculture. In: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [B. Metz, O. Davidson, P. Bosch, R. Dave, and L. Meyer, (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp 497–540.
- Smith, P. et al., 2008: Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, **363**, 789–813, doi:10.1098/rstb.2007.2184.
- Smith, P. et al., 2013: How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? *Glob. Chang. Biol.*, **19**, 2285–2302, doi:10.1111/gcb.12160.
- Smith, P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E.A. Elsidig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N.H. Ravindranath, C.W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello, 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 811–922.
- Smith, P. et al., 2015: Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **1**, 665–685, doi:10.5194/soil-1-665-2015.
- Smith, P. et al., 2016a: Biophysical and economic limits to negative CO<sub>2</sub> emissions. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 42–50, doi:10.1038/NCLIMATE2870.
- Smith, P. et al., 2016b: Global change pressures on soils from land use and management. *Glob. Chang. Biol.*, **22**, 1008–1028, doi:10.1111/gcb.13068. Smith, P., R.S. Haszeldine, and S.M. Smith, 2016c: Preliminary assessment of the potential for, and limitations to, terrestrial negative emission technologies in the UK. *Environ. Sci. Process. Impacts*, **18**, 1400–1405, doi:10.1039/C6EM00386A.
- Smith, S.V., W.H. Renwick, R.W. Buddemeier, and C.J. Crossland, 2001: Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochem. Cycles*, **15**, 697–707, doi:10.1029/2000GB001341.
- Smith, S.V., R.O. Slezeev, W.H. Renwick, and R.W. Buddemeier, 2005: Fates of eroded soil organic carbon: Mississippi Basin case study.

- Ecol. Appl.*, **15**, 1929–1940, doi:10.1890/05-0073.
- Smith, V.H., and J.W. Glauber, 2012: Agricultural insurance in developed countries: Where have we been and where are we going? *Appl. Econ. Perspect. Policy*, **34**, 363–390, doi:10.1093/aep/pps029.
- Smyth, C., G. Rampley, T.C. Lemprière, O. Schwab, and W.A. Kurz, 2017: Estimating product and energy substitution benefits in national-scale mitigation analyses for Canada. *GCB Bioenergy*, **9**, 1071–1084, doi:10.1111/gcbb.12389.
- Smyth, C.E. et al., 2014: Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences*, **11**, 3515–3529, doi:10.5194/bg-11-3515-2014.
- Soane, B.D., and C. Van Ouwerkerk, 1994: Soil compaction problems in world agriculture. *Dev. Agric. Eng.*, **11**, 1–21, doi:10.1016/B978-0-444-88286-8.50009-X.
- VanSoest, H.L. et al., 2017: Early action on Paris Agreement allows for more time to change energy systems. *Clim. Change*, **144**, 165–179.
- Sohi, S., 2012: Carbon storage with benefits. *Science*, **338**, 1034–1035, doi:10.1126/science.1227620.
- Sommer, R., and D. Bossio, 2014: Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *J. Environ. Manage.*, **144**, 83–87.
- Song, G., M. Li, P. Fullana-i-Palmer, D. Williamson, and Y. Wang, 2017: Dietary changes to mitigate climate change and benefit public health in China. *Sci. Total Environ.*, **577**, 289–298, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.184.
- Song, W., and X. Deng, 2015: Effects of urbanization-induced cultivated land loss on ecosystem services in the North China Plain. *Energies*, **8**, 5678–5693, doi:10.3390/en8065678.
- Sonntag, S., J. Pongratz, C.H. Reick, and H. Schmidt, 2016: Reforestation in a high-CO<sub>2</sub> world – Higher mitigation potential than expected, lower adaptation potential than hoped for. *Geophys. Res. Lett.*, **43**, 6546–6553, doi:10.1002/2016GL068824.
- Soussana, J. et al., 2019: Matching policy and science: Rationale for the “4 per 1000-soils for food security and climate” initiative. *Soil Tillage Res.*, **188**, 3–15.
- Specht, K. et al., 2014: Urban agriculture of the future: An overview of sustainability aspects of food production in and on buildings. *Agric. Human Values*, **31**, 33–51, doi:10.1007/s10460-013-9448-4.
- Springer, N.P. et al., 2015: Sustainable sourcing of global agricultural raw materials: Assessing gaps in key impact and vulnerability issues and indicators. *PLoS One*, **10**, e0128752, doi:10.1371/journal.pone.0128752.
- Springmann, M. et al., 2016: Global and regional health effects of future food production under climate change: A modelling study. *Lancet*, **387**, 1937–1946, doi:10.1016/S0140-6736(15)01156-3.
- Springmann, M. et al., 2018: Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, **562**, 519–525, doi:10.1038/s41586-018-0594-0.
- Squires, V., and E. Karami, 2005: Livestock management in the Arid zone: Coping strategies. *J. Rangel. Sci.*, **5**, 336–346.
- Srinivasa Rao, C., K.A. Gopinath, J.V.N.S. Prasad, Prasannakumar, and A.K. Singh, 2016: Climate resilient villages for sustainable food security in tropical India: Concept, process, technologies, institutions, and impacts. *Adv. Agron.*, **140**, 101–214, doi:10.1016/BS.AGRON.2016.06.003.
- Srinivasan, V. et al., 2015: Why is the Arkavathy River drying? A multiple-hypothesis approach in a data-scarce region. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **19**, 1950–2015, doi:10.5194/hess-19-1905-2015.
- Stallard, R.F., 1998: Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochem. Cycles*, **12**, 231–257, doi:10.1029/98GB00741.
- Stanturf, J.A. et al., 2015: *Forest Landscape Restoration as a Key Component of Climate Change Mitigation and Adaptation*. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Vienna, Austria, 76 pp.
- Star, J. et al., 2016: Supporting adaptation decisions through scenario planning: Enabling the effective use of multiple methods. *Clim. Risk Manag.*, **13**, 88–94.
- Steg, L., and C. Vlek, 2009: Encouraging pro-environmental behaviour: An integrative review and research agenda. *J. Environ. Psychol.*, **29**, 309–317.
- Stehfest, E. et al., 2009: Climate benefits of changing diet. *Clim. Change*, **95**, 83–102, doi:10.1007/s10584-008-9534-6.
- Steinbach, H.S., and R. Alvarez, 2006: Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *J. Environ. Qual.*, **35**, 3–13, doi:10.2134/jeq2005.0050.
- Stellmes, M., A. Röder, T. Udelhoven, and J. Hill, 2013: Mapping syndromes of land change in Spain with remote sensing time series, demographic and climatic data. *Land use policy*, **30**, 685–702, doi:10.1016/j.landusepol.2012.05.007.
- Stern, P.C., 1992: Psychological dimensions of global environmental change. *Annu. Rev. Psychol.*, **43**, 269–302.
- Sternberg, T., and B. Batbuyan, 2013: Integrating the Hyogo framework into Mongolia's disaster risk reduction (DRR) policy and management. *Int. J. Disaster Risk Reduct.*, **5**, 1–9, doi:10.1016/j.ijdrr.2013.05.003.
- Stevanović, M. et al., 2017: Mitigation strategies for greenhouse gas emissions from agriculture and land-use change: Consequences for food prices. *Environ. Sci. Technol.*

- Stibig, H.-J., F. Achard, S. Carboni, R. Raši, and J. Miettinen, 2014: Change in tropical forest cover of Southeast Asia from 1990 to 2010. *Biogeosciences*, **11**, 247–258, doi:10.5194/bg-11-247-2014.
- Stokes, K.E., W.I. Montgomery, J.T.A. Dick, C.A. Maggs, and R.A. McDonald, 2006: The importance of stakeholder engagement in invasive species management: A cross-jurisdictional perspective in Ireland. *Biodivers. Conserv.*, **15**, 2829–2852.
- Stone, B., J.J. Hess, and H. Frumkin, 2010: Urban form and extreme heat events: Are sprawling cities more vulnerable to climate change than compact cities? *Environ. Health Perspect.*, **118**, 1425–1428, doi:10.1289/ehp.0901879.
- Strassburg, B.B.N. et al., 2014: When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Glob. Environ. Chang.*, **28**, 84–97, doi:10.1016/J.GLOENVCHA.2014.06.001.
- Strefler, J., T. Amann, N. Bauer, E. Kriegler, and J. Hartmann, 2018: Potential and costs of carbon dioxide removal by enhanced weathering of rocks. *Environ. Res. Lett.*, **13**, 34010.
- Strengers, B.J., J.G. Van Minnen, and B. Eickhout, 2008: The role of carbon plantations in mitigating climate change: Potentials and costs. *Clim. Change*, **88**, 343–366, doi:10.1007/s10584-007-9334-4.
- Stringer, L.C. et al., 2009: Adaptations to climate change, drought and desertification: Local insights to enhance policy in southern Africa. *Environ. Sci. Policy*, **12**, 748–765.
- Stringer, L.C. et al., 2012: Challenges and opportunities for carbon management in Malawi and Zambia. *Carbon Manag.*, **3**, 159–173, doi:10.4155/cmt.12.14.
- Sunderland, T.C.H. et al., 2013: *Food security and nutrition: The role of forests*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor Barat, Indonesia.
- Taboada, M., G. Rubio, and E. Chaneton, 2011: Grazing impacts on soil physical, chemical, and ecological properties in forage production systems. In: *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture* [J. Hatfiand T. Sauer (eds.)]. Soil Science Society of America, Wisconsin, USA, pp 301–320.
- Tacconi, L., 2016: Preventing fires and haze in Southeast Asia. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 640–643, doi:10.1038/nclimate3008.
- Tadasse, G., B. Algieri, M. Kalkuhl, and J. von Braun, 2016: Drivers and triggers of international food price spikes and volatility. In: *Food Price Volatility and Its Implications for Food Security and Policy* [M. Kalkuhl, J. Von Braun, and M. Torero, (eds.)]. Springer International Publishing, Cham, Switzerland, 59–82 pp.
- Tan, R., V. Beckmann, L. Van den Berg, and F. Qu, 2009: Governing farmland conversion: Comparing China with the Netherlands and Germany. *Land use policy*, **26**, 961–974, doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2008.11.009.
- Tansey, K. et al., 2004: Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. *J. Geophys. Res. Atmos.*, **109**, D14, doi:10.1029/2003JD003598.
- Tao, Y. et al., 2015: Variation in ecosystem services across an urbanization gradient: A study of terrestrial carbon stocks from Changzhou, China. *Ecol. Appl.*, **318**, 210–216, doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.04.027.
- Tarnocai, C., 2006: The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands. *Glob. Planet. Change*, **53**, 222–232, doi:10.1016/J.GLOPLACHA.2006.03.012.
- Tayleur, C. et al., 2017: Global coverage of agricultural sustainability standards, and their role in conserving biodiversity. *Conserv. Lett.*, **10**, 610–618, doi:10.1111/conl.12314.
- Taylor, L.L. et al., 2016: Enhanced weathering strategies for stabilizing climate and averting ocean acidification. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 402–406, doi:10.1038/nclimate2882.
- TEEB, 2009: *TEEB for Policy Makers: Responding to the Value of Nature*. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Project. [Online] Available at: <http://www.teebweb.org/our-publications/>.
- Thomaier, S. et al., 2015: Farming in and on urban buildings: Present practice and specific novelties of Zero-Acreage Farming (ZFarming). *Renew. Agric. Food Syst.*, **30**, 43–54, doi:10.1017/S1742170514000143.
- Thomalla, F., T. Downing, E. Spanger-Siegfried, G. Han, and J. Rockström, 2006: Reducing hazard vulnerability: Towards a common approach between disaster risk reduction and climate adaptation. *Disasters*, **30**, 39–48, doi:10.1111/j.1467-9523.2006.00305.x.
- Thornbush, M., O. Golubchikov, and S. Bouzarovski, 2013: Sustainable cities targeted by combined mitigation–adaptation efforts for future-proofing. *Sustain. Cities Soc.*, **9**, 1–9, doi:10.1016/j.scs.2013.01.003.
- Thornton, P.K., and M. Herrero, 2014: Climate change adaptation in mixed crop–livestock systems in developing countries. *Glob. Food Sec.*, **3**, 99–107, doi:10.1016/J.GFS.2014.02.002.
- Thornton, P.K., J. Van de Steeg, A. Notenbaert, and M. Herrero, 2009: The impacts of climate change on livestock and livestock systems in developing countries: A review of what we know and what we need to know. *Agric. Syst.*, **101**, 113–127, doi:10.1016/J.AGSY.2009.05.002.
- Tian, X., B. Sohngen, J. Baker, S. Ohrel, and A.A. Fawcett, 2018: Will US forests continue to be a carbon sink? *Land Econ.*, **94**, 97–113.
- Tigchelaar, M., D.S. Battisti, R.L. Naylor, and D.K. Ray, 2018: Future warming increases probability of globally synchronized maize production shocks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **115**, 6644–6649, doi:10.1073/pnas.1718031115.
- Tighe, M., R.E. Haling, R.J. Flavel, and I.M. Young, 2012: Ecological succession, hydrology and carbon acquisition of biological soil crusts

- measured at the micro-scale. *PLoS One*, **7**, e48565, doi:10.1371/journal.pone.0048565.
- Tilman, D., and M. Clark, 2014: Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, **515**, 518–522, doi:10.1038/nature13959.
- Tilman, D., C. Balzer, J. Hill, and B.L. Befort, 2011: Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **108**, 20260–20264, doi:10.1073/pnas.1116437108.
- Timmer, C., 2009: Preventing food crises using a food policy approach. *J. Nutr.* **140**, 224S–228S.
- Timmermann, C., and Z. Robaey, 2016: Agrobiodiversity under different property regimes. *J. Agric. Environ. Ethics*, **29**, 285–303, doi:10.1007/s10806-016-9602-2.
- Tompkins, E., and W.N. Adger, 2004: Does adaptive management of natural resources enhance resilience to climate change? *Ecol. Soc.*, **9**, 10.
- Tompkins, E.L., R. Few, and K. Brown, 2008: Scenario-based stakeholder engagement: Incorporating stakeholder preferences into coastal planning for climate change. *J. Environ. Manage.*, **88**, 1580–1592.
- Torlesse, H., L. Kiess, and M.W. Bloem, 2003: Association of household rice expenditure with child nutritional status indicates a role for macroeconomic food policy in combating malnutrition. *J. Nutr.*, **133**, 1320–1325, doi:10.1093/jn/133.5.1320.
- Torvanger, A., 2018: Governance of bioenergy with carbon capture and storage (BECCS): Accounting, rewarding, and the Paris agreement. *Clim. Policy*, **0**, 1–13, doi:10.1080/14693062.2018.1509044.
- Trabucco, A., R.J. Zomer, D.A. Bossio, O. Van Straaten, and L.V. Verchot, 2008: Climate change mitigation through afforestation/reforestation: A global analysis of hydrologic impacts with four case studies. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **126**, 81–97, doi:10.1016/j.agee.2008.01.015.
- Tschakert, P., B. van Oort, A.L. St. Clair, and A. LaMadrid, 2013: Inequality and transformation analyses: A complementary lens for addressing vulnerability to climate change. *Clim. Dev.*, **5**, 340–350, doi:10.1080/17565529.2013.828583.
- Tullberg, J., D.L. Antille, C. Bluett, J. Eberhard, and C. Scheer, 2018: Controlled traffic farming effects on soil emissions of nitrous oxide and methane. *Soil Tillage Res.*, **176**, 18–25, doi:10.1016/J.STILL.2017.09.014.
- UNCCD, 2012: *Zero Net Land Degradation. A Sustainable Development Goal for Rio+20. To Secure the Contribution of our Planet's Land and Soil to Sustainable Development, including Food Security and Poverty Eradication*. UNCCD, Bonn, Germany, 32 pp.
- UNCCD, 2017: *Global Land Outlook*. UNCCD, Bonn, Germany, 340 pp.
- UNCTAD, 2011: *Water for food – Innovative Water Management Technologies for Food Security and Poverty Alleviation*. New York, USA, and Geneva, Switzerland, 32 pp.
- UNDP, 2018: *Human Development Indices and Indicators*. Communications Development Incorporated, Washington DC, USA, 123 pp.
- UNEP, 2017: *The Emissions Gap Report 2017*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, Kenya, 116 pp.
- UNEP and WMO, 2011: *Integrated Assessment of Black Carbon and Tropospheric Ozone: Summary for Decision Makers*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, Kenya, 36 pp.
- Valdez, Z.P., W.C. Hockaday, C.A. Masiello, M.E. Gallagher, and G. Philip Robertson, 2017: Soil carbon and nitrogen responses to nitrogen fertilizer and harvesting rates in switchgrass cropping systems. *Bioenergy Res.*, **10**, 456–464, doi:10.1007/s12155-016-9810-7.
- Valendik, E.N. et al., 2011: *Tekhnologii Kontroliruyemykh Vyzhiganiy v Lesakh Sibiri: Kollektivnaya Monografiya [Technologies of Controlled Burning in Forests of Siberia] [E.S. Petrenko, (ed.)]*. Siberian Federal University, Krasnoyarsk, Russia, 60 pp.
- VandenBygaart, A.J., 2016: The myth that no-till can mitigate global climate change. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **216**, 98–99, doi:10.1016/J.AGEE.2015.09.013.
- Vasconcelos, A.C.F. et al., 2013: Landraces as an adaptation strategy to climate change for smallholders in Santa Catarina, Southern Brazil. *Land use policy*, **34**, 250–254, doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2013.03.017.
- Vatsala, L., J. Prakash, and S. Prabhavathi, 2017: Food security and nutritional status of women selected from a rural area in South India. *J. Food, Nutr. Popul. Heal.*, **1**, 10.
- Vaughan, N.E., and C. Gough, 2016: Expert assessment concludes negative emissions scenarios may not deliver. *Environ. Res. Lett.*, **11**, 95003, doi:10.1088/1748-9326/11/9/095003.
- Vellakkal, S. et al, 2015: Food price spikes are associated with increased malnutrition among children in Andhra Pradesh, India. *J. Nutr.*, **145**, 1942–1949, doi:10.3945/jn.115.211250.
- Vente, J. de, M. Reed, L. Stringer, S. Valente, and J. Newig, 2016: How does the context and design of participatory decision making processes affect their outcomes? Evidence from sustainable land management in global drylands. *Ecol. Soc.*, **21**, doi:10.5751/ES-08053-210224.
- Vermeulen, S.J. et al., 2012a: Options for support to agriculture and food security under climate change. *Environ. Sci. Policy*, **15**, 136–144, doi:10.1016/J.ENVSCI.2011.09.003.

- Vermeulen, S.J., B.M. Campbell, and J.S.I. Ingram, 2012b: Climate change and food systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **37**, 195–222, doi:10.1146/annurev-environ-020411-130608.
- Vignola, R. et al., 2015: Ecosystem-based Adaptation for smallholder farmers: Definitions, opportunities and constraints. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **211**, 126–132, doi:10.1016/J.AGEE.2015.05.013.
- Vilà, M. et al., 2011: Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol. Lett.*, **14**, 702–708, doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x.
- Vira, B., C. Wildburger, and S. Mansourian, (eds.) 2015: *Forests and Food: Addressing Hunger and Nutrition Across Sustainable Landscapes*. Open Book Publishers, Cambridge, UK, 280 pp.
- Vlontzos, G., S. Niavis, and B. Manos, 2014: A DEA approach for estimating the agricultural energy and environmental efficiency of EU countries. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **40**, 91–96, doi:10.1016/J.RSER.2014.07.153.
- Vogel, C., and K. O'Brien, 2006: Who can eat information? Examining the effectiveness of seasonal climate forecasts and regional climate-risk management strategies. *Clim. Res.*, **33**, 111–122, doi:10.3354/cr033111.
- De Vries, W., G.J. Reinds, P. Gundersen, and H. Sterba, 2006: The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Glob. Chang. Biol.*, **12**, 1151–1173, doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01151.x.
- De Vries, W. et al., 2009: The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *For. Ecol. Manage.*, **258**, 1814–1823, doi:10.1016/j.foreco.2009.02.034.
- Van Vuuren, D.P. et al., 2011: RCP2.6: Exploring the possibility to keep global mean temperature increase below 2 degrees C. *Clim. Change*, **109**, 95, doi:10.1007/s10584-011-0152-3.
- Van Vuuren, D.P. et al., 2015: Pathways to achieve a set of ambitious global sustainability objectives by 2050: Explorations using the IMAGE integrated assessment model. *Technol. Forecast. Soc. Change*, **98**, 303–323, doi:10.1016/j.techfore.2015.03.005.
- Van Vuuren, D.P. et al., 2016: Carbon budgets and energy transition pathways. *Environ. Res. Lett.*, **11**, 75002, doi:10.1088/1748-9326/11/7/075002.
- Van Vuuren, D.P., A.F. Hof, M.A.E. Van Sluisveld, and K. Riahi, 2017: Open discussion of negative emissions is urgently needed. *Nat. Energy*, **2**, 902–904, doi:10.1038/s41560-017-0055-2.
- Van Vuuren, D.P. et al., 2018: Alternative pathways to the 1.5°C target reduce the need for negative emission technologies. *Nat. Clim. Chang.*, **8**, 391–397, doi:10.1038/s41558-018-0119-8.
- Wada, Y., and M.F.P. Bierkens, 2014: Sustainability of global water use: past reconstruction and future projections. *Environ. Res. Lett.*, **9**, 104003, doi:10.1088/1748-9326/9/10/104003.
- Waha, K. et al. 2018: Agricultural diversification as an important strategy for achieving food security in Africa. *Glob. Chang. Biol.*, **24**, 3390–3400, doi:10.1111/gcb.14158.
- Waldron, A. et al., 2017: Agroforestry can enhance food security while meeting other Sustainable Development Goals. *Trop. Conserv. Sci.*, **10**, 1940082917720666, doi:10.1177/1940082917720667.
- Wallace, K.J., 2007: Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol. Conserv.*, **139**, 235–246, doi:10.1016/J.BIOCON.2007.07.015.
- Walter, K., A. Don, and H. Flessa, 2015: No general soil carbon sequestration under Central European short rotation coppices. *GCB Bioenergy*, **7**, 727–740, doi:10.1111/gcbb.12177.
- Wang, M. et al., 2017: On the long-term hydroclimatic sustainability of perennial bioenergy crop expansion over the United States. *J. Clim.*, **30**, doi:10.1175/JCLI-D-16-0610.1.
- Wardle, J., K. Parmenter, and J. Waller, 2000: Nutrition knowledge and food intake. *Appetite*, **34**, 269–275, doi:10.1006/APPE.1999.0311.
- Warren, A., 2002: Land degradation is contextual. *L. Degrad. Dev.*, **13**, 449–459, doi:10.1002/ldr.532.
- Watson, J.E.M., N. Dudley, D.B. Segan, and M. Hockings, 2014: The performance and potential of protected areas. *Nature*, **515**, 67–73, doi:10.1038/nature13947.
- Watson, R. et al., 2011: *UK National Ecosystem Assessment: Understanding Nature's Value to Society. Synthesis of Key Findings*. UNEP-WCMC, LWEC, UK, 1466 pp.
- Wattnem, T., 2016: Seed laws, certification and standardization: Outlawing informal seed systems in the Global South. *J. Peasant Stud.*, **43**, 850–867, doi:10.1080/03066150.2015.1130702.
- WBA, 2016: *WBA Global Bioenergy Statistics 2016*. World Bioenergy Association, Stockholm, Sweden, 1–80 pp.
- Wei, F., S. Wang, L. Zhang, C. Fu, and E.M. Kanga, 2018: Balancing community livelihoods and biodiversity conservation of protected areas in East Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **33**, 26–33, doi:10.1016/J.COSUST.2018.03.013.
- Weindl, I. et al., 2017: Livestock and human use of land: Productivity trends and dietary choices as drivers of future land and carbon dynamics. *Glob. Planet. Change*, **159**, 1–10, doi:10.1016/j.gloplacha.2017.10.002.
- West, J.J. et al., 2013: Co-benefits of mitigating global greenhouse gas emissions for future air quality and human health. *Nat.*

- Clim. Chang.*, **3**, 885–889, doi:10.1038/nclimate2009.
- Westerling, A., H. Hidalgo, D. Cayan, and T. Swetnam, 2006: Warming and earlier spring increase Western U.S. forest wildfire activity. *Science*, **313**, 940–943, doi:10.1126/science.262.5135.885.
- Westman, W., 1977: How much are nature's services worth? *Science*, **197**, 960–964.
- Wheeler, T., and J. von Braun, 2013: Climate change impacts on global food security. *Science*, **341**, 508–513, doi:10.1126/science.1239402.
- Whitaker, J. et al., 2018: Consensus, uncertainties and challenges for perennial bioenergy crops and land use. *GCB Bioenergy*, **10**, 150–164, doi:10.1111/gcbb.12488.
- Whitehead, P.J., P. Purdon, J. Russell-Smith, P.M. Cooke, and S. Sutton, 2008: The management of climate change through prescribed Savanna burning: Emerging contributions of indigenous people in Northern Australia. *Public Adm. Dev.*, **28**, 374–385, doi:10.1002/pad.512.
- Whittinghill, L.J., and D.B. Rowe, 2012: The role of green roof technology in urban agriculture. *Renew. Agric. Food Syst.*, **27**, 314–322, doi:10.1017/S174217051100038X.
- Wijitkosum, S., 2016: The impact of land use and spatial changes on desertification risk in degraded areas in Thailand. *Sustain. Environ. Res.*, **26**, 84–92, doi:https://doi.org/10.1016/j.serj.2015.11.004.
- Wild, M., A. Roesch, and C. Ammann, 2012: Global dimming and brightening – Evidence and agricultural implications. *CAB Rev.*, **7**, doi:10.1079/PAVSNNR20127003.
- Wilhelm, M., C. Blome, V. Bhakoo, and A. Paulraj, 2016: Sustainability in multi-tier supply chains: Understanding the double agency role of the first-tier supplier. *J. Oper. Manag.*, **41**, 42–60, doi:10.1016/j.jom.2015.11.001.
- Wilkie, D.S., J.F. Carpenter, and Q. Zhang, 2001: The under-financing of protected areas in the Congo Basin: So many parks and so little willingness-to-pay. *Biodivers. Conserv.*, **10**, 691–709, doi:10.1023/A:1016662027017.
- Wiloso, E.I., R. Heijungs, G. Huppes, and K. Fang, 2016: Effect of biogenic carbon inventory on the life cycle assessment of bioenergy: Challenges to the neutrality assumption. *J. Clean. Prod.*, doi:10.1016/j.jclepro.2016.03.096.
- Wise, M. et al., 2009: Implications of limiting CO<sub>2</sub> concentrations for land use and energy. *Science*, **324**, 1183–1186, doi:10.1126/science.1168475.
- Wise, M. et al., 2015: An approach to computing marginal land use change carbon intensities for bioenergy in policy applications. *Energy Econ.*, **50**, 337–347, doi:10.1016/j.eneco.2015.05.009.
- WMO, 2015: Monitoring ocean carbon and ocean acidification. *WMO Greenhouse Gas Bulletin No. 10.*, Vol 64(1)–2015.
- Wodon, Q., and H. Zaman, 2010: Higher food prices in sub-Saharan Africa: Poverty impact and policy responses. *World Bank Res. Obs.*, **25**, 157–176, doi:10.1093/wbro/lkp018.
- Wolff, S., E.A. Schrammeijer, C.J.E. Schulp, and P.H. Verburg, 2018: Meeting global land restoration and protection targets: What would the world look like in 2050? *Glob. Environ. Chang.*, **52**, 259–272, doi:10.1016/j.gloenvcha.2018.08.002.
- Wollenberg, E. et al., 2016: Reducing emissions from agriculture to meet the 2°C target. *Glob. Chang. Biol.*, **22**, 3859–3864, doi:10.1111/gcb.13340.
- Wong, V.N.L., R.S.B. Greene, R.C. Dalal, and B.W. Murphy, 2010: Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: a review. *Soil Use Manag.*, **26**, 2–11, doi:10.1111/j.1475-2743.2009.00251.x.
- Woods, J. et al., 2015: Land and bioenergy. In: *Bioenergy & Sustainability: Bridging the Gaps*. [G.M. Souza, R.L. Victoria, C.A. Joly, and L.M. Verdade (eds.)]. SCOPE, Paris, France, 258–300 pp.
- Woolf, D., J.E. Amonette, F.A. Street-Perrott, J. Lehmann, and S. Joseph, 2010: Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nat. Commun.*, **1**, 1–9, doi:10.1038/ncomms1053.
- World Bank, 2011: *Rising Global Interest in Farmland: Can it Yield Sustainable and Equitable Benefits?* World Bank, Washington DC, USA.
- World Bank, 2017: *Future of Food: Shaping the Food System to Deliver Jobs*. World Bank, Washington DC, USA, 36 pp.
- World Bank, 2018a: *Commodity Markets Outlook. Oil Exporters: Policies and Challenges*. World Bank, Washington DC, USA, 82 pp.
- World Bank, 2018b: *Strengthening Forest Fire Management in India*. World Bank, Washington DC, USA, 234 pp.
- World Bank, FAO, and IFAD, 2009: Module 15: Gender and forestry. In: *Gender in Agriculture Sourcebook*. The International Bank for Reconstruction and Development/World Bank, Washington DC, USA, 643–674 pp.
- Worrall, F. et al., 2009: Can carbon offsetting pay for upland ecological restoration? *Sci. Total Environ.*, **408**, 26–36, doi:10.1016/j.scitotenv.2009.09.022.
- Wright, C.K., and M.C. Wimberly, 2013: Recent land use change in the Western Corn Belt threatens grasslands and wetlands. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **110**, 4134–4139, doi:10.1073/pnas.1215404110.
- Wu, W. et al., 2019: Global advanced bioenergy potential under environmental protection policies and societal transformation measures. *GCB Bioenergy*, gcbb.12614, doi:10.1111/gcbb.12614.

- Wunder, S., A. Angelsen, and B. Belcher, 2014: Forests, livelihoods, and conservation: Broadening the empirical base. *World Dev.*, **64**, S1–S11, doi:10.1016/j.worlddev.2014.03.007.
- Xie, H., and C. Ringler, 2017: Agricultural nutrient loadings to the freshwater environment: The role of climate change and socio-economic change. *Environ. Res. Lett.*, **12**, 104008, doi:10.1088/1748-9326/aa8148.
- Xu, D., A. Song, D. Li, X. Ding, and Z. Wang, 2018: Assessing the relative role of climate change and human activities in desertification of North China from 1981 to 2010. *Front. Earth Sci.*, **13**, 43–54, doi:10.1007/s11707-018-0706-z.
- Xu, Y., and V. Ramanathan, 2017: Well below 2°C: mitigation strategies for avoiding dangerous to catastrophic climate changes. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **114**, 10315–10323.
- Xu, Y., D. Zaelke, G.J.M. Velders, and V. Ramanathan, 2013: The role of HFCs in mitigating 21st century climate change. *Atmos. Chem. Phys.*, **13**, 6083–6089, doi:10.5194/acp-13-6083-2013.
- Yamagata, Y., N. Hanasaki, A. Ito, T. Kinoshita, D. Murakami, and Q. Zhou, 2018: Estimating water–food–ecosystem trade-offs for the global negative emission scenario (IPCC-RCP2.6). *Sustain. Sci.*, **13**, 301–313, doi:10.1007/s11625-017-0522-5.
- Yamineva, Y., and S. Romppanen, 2017: Is law failing to address air pollution? Reflections on international and EU developments. *Rev. Eur. Comp. Int. Environ. law*, **26**, 189–200.
- Yang, L., L. Chen, W. Wei, Y. Yu, and H. Zhang, 2014: Comparison of deep soil moisture in two re-vegetation watersheds in semi-arid regions. *J. Hydrol.*, **513**, 314–321, doi:doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.03.049.
- Yirdaw, E., M. Tigabu, and A. Monge, 2017: Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. *Silva Fenn.*, **51**, 1673, doi:10.14214/sf.1673.
- Yong, D., and K. Peh, 2016: South-east Asia’s forest fires: Blazing the policy trail. *Oryx*, **50**, 207–212.
- Zaehle, S., and D. Dalmonch, 2011: Carbon–nitrogen interactions on land at global scales: Current understanding in modelling climate biosphere feedbacks. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **3**, 311–320.
- Zeeuw, H. de, and P. Drechsel, 2015: Cities and agriculture: developing resilient urban food systems. Routledge Taylor & Francis Group, London, UK and New York, USA, 431 pp.
- Zeng, Y. et al., 2016: Revegetation in China’s Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. *Nat. Clim. Chang.*, **6**, 1019–1022, doi:10.1038/nclimate3092.
- Zeza, A., G. Carletto, B. Davis, K. Stamoulis, and P. Winters, 2009: Rural income generating activities: Whatever happened to the institutional vacuum? Evidence from Ghana, Guatemala, Nicaragua and Vietnam. *World Dev.*, **37**, 1297–1306, doi:10.1016/j.worlddev.2008.11.004.
- Zhang, K. et al. 2013: Sustainability of social–ecological systems under conservation projects: Lessons from a biodiversity hotspot in western China. *Biol. Conserv.*, **158**, 205–213, doi:10.1016/j.biocon.2012.08.021.
- Zhang, P. et al., 2000: China’s forest policy for the 21st century. *Science*, **288**, 2135–2136, doi:10.1126/science.288.5474.2135.
- Zhang, X., R. Obring, C. Wei, N. Chen, and D. Niyogi, 2017: Droughts in India from 1981 to 2013 and implications to wheat production. *Sci. Rep.*, **7**, 44552, doi:10.1038/srep44552.
- Zhou, G. et al., 2017: Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.*, **23**, 1167–1179, doi:10.1111/gcb.13431.
- Ziervogel, G., and P.J. Ericksen, 2010: Adapting to climate change to sustain food security. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.*, **1**, 525–540, doi:10.1002/wcc.56.
- Zomer, R. et al., 2016: Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Sci. Rep.*, **6**, 29987.