



Réunion des points focaux du MED POL

Vidéoconférence, 27-28 mai et 6-7 octobre 2021

Point 13 de l'ordre du jour : Méthodologies communes sur les techniques d'estimation du budget national de référence (BNB) des polluants liés à :

- a) **Rejets de sources diffuses provenant de l'agriculture**
- b) **Rejets de sources ponctuelles provenant de l'aquaculture**
- c) **Rejets de sources non ponctuelles provenant des eaux de ruissellement des bassins versants**

Lignes directrices sur les techniques d'estimation et les méthodes appliquées pour les rejets de sources non ponctuelles provenant de l'agriculture

Pour des raisons environnementales et économiques, le tirage du présent document a été restreint. Les participants sont priés d'apporter leur copie à la réunion et de ne pas demander de copies supplémentaires.

Note du Secrétariat

Le Protocole relatif à la pollution tellurique exige, dans son article 13 (paragraphe 2), que les parties contractantes soumettent des rapports qui comprennent, entre autres, les éléments suivants : (i) les données résultant de la surveillance des polluants et (ii) les quantités de polluants rejetées par leurs territoires. À cette fin, le budget national de référence des polluants (BBN) a été convenu par les parties contractantes comme « l'outil de surveillance » pour suivre l'évolution, sur une base quinquennale, des charges de polluants rejetés. Pour aider les pays à remplir ce mandat, des lignes directrices actualisées sur les BBN ont été élaborées en 2015 (UNEP(DEPI)/MED WG.404/7).

COP21 (Naples, Italie, 2-5 décembre 2019) a mandaté le Programme MED POL dans son programme de travail pour l'exercice biennal 2020-2021 d'élaborer de nouvelles lignes directrices techniques pour l'estimation du budget de base national BBN fournissant des méthodologies sur les techniques d'estimation pour les rejets de non-sources ponctuelles (eaux de ruissellement et agriculture) et aquaculture ; renforçant ainsi les capacités de rapport des Parties contractantes à la Convention de Barcelone pour le secteur des activités dans le cadre du Protocole relatif à la pollution, Annexe I.

À cette fin, le présent document a été élaboré en mettant l'accent sur les activités agricoles. Il sert à renforcer la capacité de déclaration pour le cinquième cycle de déclaration de la BBN, prévu pour l'exercice 2024-2025, et à assurer une rationalisation plus poussée des méthodes de l'(e)PRTR. La nouvelle directive devrait faciliter aussi la collecte de données pour le suivi de la mise en œuvre de plan régional pour l'agriculture qui sera élaboré au cours de l'exercice 2022-2023.

Ce document d'orientation a été examiné et approuvé lors de la réunion sur l'évaluation de la mise en œuvre des plans d'action nationaux et des évaluations, et sur les outils utilisés pour estimer la charge polluante provenant de sources diffuses qui s'est tenue les 22 et 23 avril 2021. Les participants à la réunion ont convenu de soumettre le document mis à jour à la réunion des points focaux du MED POL pour examen et approbation finale.

Table des matières

1.	Introduction	1
2.	Base juridique du document d'orientation de la BBN.....	2
3.	Caractéristiques des sources non ponctuelles (diffuses) et des polluants d'origine agricole.....	3
4.	Inventaires de la pollution provenant de sources non ponctuelles/diffuses.....	4
4.1	Inventaires des émissions atmosphériques	5
4.2	Inventaires des rejets dans l'eau	5
4.3	Inventaires des rejets et émissions dans le sol.....	6
5.	Méthodes et techniques d'estimation des rejets pour les sources non ponctuelles (diffuses)	6
5.1	Résumé des techniques utilisées pour estimer les rejets de sources non ponctuelles (diffuses) provenant de l'élevage d'animaux et de la production animale intensive.....	6
5.1.1	Techniques utilisées pour estimer les rejets de méthane dans l'air provenant de la fermentation entérique.....	7
5.1.2	Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets provenant de la gestion du fumier	8
5.1.2.1	Émissions atmosphériques	8
	<i>Émissions de méthane</i>	8
	<i>Émissions de N₂O provenant de la gestion du fumier</i>	9
5.1.2.2	Libération dans l'eau.....	11
	<i>Nutriments</i>	12
5.1.2.3	Terrain.....	13
5.1.2.4	Commentaires sur la fiabilité Précision et incertitude des calculs	13
5.1.3	Techniques utilisées pour estimer les rejets des lixiviats d'ensilage	13
5.1.4	Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets provenant de l'incinération sur place et de l'élimination des cadavres d'animaux.....	15
5.1.4.1	Émissions atmosphériques	15
5.1.4.2	Rejets dans l'eau et le sol.....	15
5.2	Résumé des techniques utilisées pour estimer les rejets de sources non ponctuelles provenant de la production agricole.....	15
5.2.1	Incinération sur place de déchets agricoles (combustion de la biomasse).....	16
5.2.1.1	Émissions dans l'air	16
5.2.1.2	Rejets dans l'eau et le sol	17
5.2.1.3	Commentaires sur la fiabilité	17
5.2.2	Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets provenant de l'utilisation d'engrais	17
5.2.2.1	Les données sur la consommation mondiale d'engrais chimiques (engrais azotés, potassiques et phosphatés) par pays, mesurée comme la quantité de nutriments végétaux utilisés par unité de terre arable (à l'exclusion des fumiers végétaux et animaux), se trouvent dans les données agricoles compilées par la Banque mondiale.	17
5.2.2.2	Émissions dans l'air	17
5.2.2.3	Rejets dans l'eau et le sol	18
5.2.2.4	Commentaires sur la fiabilité	19
5.2.3	Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets résultant de l'utilisation de pesticides	19
5.2.3.1	Émissions dans l'air	19
5.2.3.2	Rejets dans l'eau	20
5.2.3.3	Rejets au sol	20
5.2.3.4	Commentaires sur la fiabilité	20
6.	Conclusions	21

Annexe I : Caractéristiques des sources non ponctuelles (diffuses) issues de l'agriculture (en anglais seulement)

Annexe II : Sources diffuses / diffuses inventaires de la pollution approches pour estimer les émissions de sources diffuses (diffuses) dans l'air, l'eau et les terres provenant de l'agriculture (en anglais seulement)

Annexe III : Informations supplémentaires et bibliothèque en ligne classées dans les annexes A à E (en anglais seulement)

Annexe IV : Bibliographie

Listes des abréviations / acronymes

DBO	Demande biologique en oxygène
CH₄	Méthane
CLRTAP	Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance
CO	Monoxyde de carbone
CO₂	Dioxyde de carbone
DCO	Demande chimique en oxygène
DEFRA	Ministère de l'environnement, de l'alimentation et des affaires rurales (Royaume-Uni)
CE	Commission européenne
EEE	Agence européenne pour l'environnement
EIIP	Programme d'amélioration de l'inventaire des émissions (US)
EMEP	Programme européen de suivi et d'évaluation
APE	Agence de protection de l'environnement
UE	Union européenne
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture Rome
GES	Gaz à effet de serre
SIG	Système d'information géographique
HAB	Efflorescences algales nuisibles
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IPPC	Prévention et réduction intégrées de la pollution
LBS	Sources terrestres
MEDPOL	Convention sur la protection de la mer Méditerranée
N	Azote
NH₃	Ammoniac
COVNM	Composés organiques volatils non méthaniques
N₂O	Oxyde nitreux
ON	Oxyde nitrique
NO₂	Dioxyde d'azote
NO_x	Oxydes d'azote
NPI	Inventaire national des polluants (Australie)
INRP	Inventaire national des rejets de polluants (Canada)
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
P	Phosphore
PRTR	Registres des rejets et transferts de polluants
TFEIP	Équipe spéciale de la pollution atmosphérique transfrontière chargée des inventaires et des projections des émissions
TN	Azote total
TP	Phosphore total
CCNUCC	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques
UNITAR	Institut des Nations unies pour la formation et la recherche
OMS	Organisation mondiale de la santé
WISE	Inventaire mondial des potentiels d'émission des sols

1. Introduction

1. Suite à la 21^e réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone COP21 (qui s'est tenue à Naples, Italie, du 2 au 5 décembre 2019)¹ et à l'adoption de la décision IG.24/14,² le programme de travail a mandaté le Programme MEDPOL pour élaborer/mettre à jour des lignes directrices techniques traitant des techniques d'estimation des rejets de polluants provenant de sources non ponctuelles (diffuses) (agriculture, ruissellement des bassins versants) ainsi que de l'aquaculture (source ponctuelle).

2. Pour réaliser ce mandat, le présent document d'orientation a été élaboré. Il présente les techniques et les méthodes appliquées pour estimer les émissions de sources non ponctuelles (diffuses) dans l'air et les rejets dans l'eau et le sol provenant d'activités classées dans le **secteur agricole**, y compris, mais sans s'y limiter, les rejets de polluants figurant à l'annexe I du protocole relatif à la pollution tellurique.

3. Le champ d'application de ce document d'orientation couvre les points suivants :

- a. Les caractéristiques des émissions de sources diffuses dans l'air et des rejets dans l'eau et le sol provenant de l'élevage d'animaux en tant que secteur d'activité du BBN/PRTR ; et
- b. Les méthodes et techniques d'estimation des rejets pour les sources diffuses, y compris les polluants, aperçu des méthodes d'estimation des émissions pour les rejets de sources diffuses ; leur précision et leurs incertitudes ainsi que le contrôle et l'assurance de la qualité (CQ/AQ).

4. Les sources non ponctuelles (diffuses) abordées dans ce document d'orientation comprennent :

- a. Les animaux d'élevage, notamment ceux générés par la fermentation entérique, la gestion du fumier, la gestion des aliments pour animaux (lixiviats d'ensilage) et l'incinération sur place de déchets agricoles (animaux morts) ; et
- b. Les secteurs de production agricole pertinents pour le secteur d'activités de la BBN ainsi que, le cas échéant, pour les PRTR, y compris l'utilisation d'engrais, l'utilisation de pesticides, l'application de fumier et l'incinération sur place de déchets agricoles (c'est-à-dire la biomasse, y compris les cultures, les arbres morts ou endommagés et d'autres matières végétales) pour la région méditerranéenne.

5. Sachant que les méthodes d'estimation des sources de pollution diffuses sont assez complexes et qu'elles dépendent généralement de processus et de voies d'accès pour lesquels les informations scientifiques sont rares, la méthode utilisée pour élaborer ce document a consisté en une analyse documentaire approfondie, menée systématiquement selon une approche progressive, en se concentrant sur les sujets suivants, résumés ci-dessous :

- a. Informations disponibles sur les caractéristiques des émissions et des rejets/décharges de polluants provenant de sources agricoles diffuses dans l'air, l'eau et le sol, générées par les processus de fermentation entérique, de gestion du fumier et des aliments pour animaux, de l'incinération sur place de déchets agricoles (mortalité du bétail et biomasse) et d'utilisation d'engrais et de pesticides ;
- b. Informations disponibles sur les différentes approches, méthodes et techniques qu'il est recommandé d'utiliser dans les inventaires et rapports techniques actuels pour estimer les émissions de sources non ponctuelles (diffuses) dans l'air et les rejets/décharges dans l'eau et le sol ;

¹ <https://www.unenvironment.org/unepmap/events/meeting/21st-meeting-contracting-parties-convention-protection-marine-environment-and>

² https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31712/19ig24_22_2414_eng.pdf

- c. Documents de recherche évalués par des pairs décrivant les méthodes et les techniques proposées pour estimer les émissions et les rejets des sources non ponctuelles (diffuses) susmentionnées ; ainsi que
- d. Les problèmes et inconvénients potentiels concernant la précision et l'incertitude associés aux méthodes, techniques et approches d'estimation proposées.

6. Les lignes directrices compléteront la méthode BBN/PRTR pour la déclaration des sources de pollution non ponctuelles dans le cadre des appels de données BBN/PRTR et serviront à faciliter le suivi de la mise en œuvre des plans régionaux pour l'agriculture et l'aquaculture (qui seront élaborés au cours de l'exercice 2022-2023). Les nouvelles techniques proposées pour l'estimation des charges de pollution dans l'air, l'eau et le sol devraient permettre de générer des données compatibles pour évaluer l'efficacité des mesures adoptées dans les plans d'action nationaux et les plans régionaux pour l'agriculture et l'aquaculture.

7. Enfin, ce document présente aux parties contractantes de la Convention de Barcelone une vaste bibliographie et des informations complémentaires contenant des recommandations pour d'autres sources d'information et des documents de recherche évalués par des pairs qui ont étudié les émissions et les rejets dans la région méditerranéenne (Annexe I, Appendices A à E).

2. Base juridique du document d'orientation de la BBN

8. Le protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre (Protocole relatif à la pollution tellurique) est l'un des six protocoles de la Convention de Barcelone. Il a été adopté le 17 mai 1980 par la Conférence des plénipotentiaires des États côtiers de la région méditerranéenne et est entré en vigueur le 17 juin 1983.³ Ce protocole original a été modifié par des amendements adoptés le 7 mars 1996 (UNEP(OCA)/MED IG.7/4)⁴ et enregistré sous le nom de « Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre ». Il est entré en vigueur le 18 mai 2006.⁵

9. Le Protocole relatif à la pollution tellurique (LBS) exige que les parties contractantes soumettent des rapports qui comprennent, entre autres, les éléments suivants : (i) les données résultant de la surveillance et (ii) les quantités de polluants rejetées à partir de leurs territoires (article 13, paragraphe 2).⁶ À cette fin, le budget national de référence des polluants (BBN) a été convenu par les parties contractantes comme « l'outil de surveillance » pour suivre les progrès, sur une base quinquennale, des charges polluantes rejetées reflétant l'efficacité des mesures prises pour réduire et prévenir la pollution d'origine tellurique.

10. Pour aider les pays dans ce mandat, des lignes directrices actualisées sur les BBN ont été élaborées en 2015 (UNEP(DEPI)/MED WG.404/7 Annexe IV, Appendice B, Page 11).⁷ Cependant, ces lignes directrices actualisées du BBN ne proposent pas de moyens permettant d'estimer les polluants provenant de sources non ponctuelles (diffuses). Ce point a été discuté lors de la réunion régionale sur la notification des rejets dans l'environnement marin et côtier provenant de sources et d'activités terrestres et des indicateurs connexes, qui s'est tenue à Tirana, en Albanie, les 19 et 20 mars 2019.⁸ Au cours de la réunion, il a été souligné que la déclaration des sources diffuses ne peut être entreprise que sur la base de techniques d'estimation et de facteurs d'émission qui peuvent varier aux niveaux national et régional de chaque pays. Par conséquent, il a été recommandé d'aider les parties contractantes à compléter la méthode des budgets de base nationaux/registres des rejets et transferts de

³ <https://www.informe.org/en/treaties/land-based-sources-protocol>

⁴ <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/3016>

⁵ https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7096/Consolidated_LBS96_ENG.pdf?sequence=5&isAllowed=y

⁶ https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/3016/96ig7_4_lbsprotocol_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y

⁷ https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/5481/1/15wg417_inf6_eng.pdf

⁸ file:///C:/Users/aleks/AppData/Local/Temp/19wg462_08_Meeting%20Report.pdf

polluants (BBN/PRTR) par des techniques d'estimation des sources diffuses liées à l'agriculture et à l'aquaculture (UNEP/MED WG.462/8).

3. Caractéristiques des sources non ponctuelles (diffuses) et des polluants d'origine agricole

11. Des informations détaillées concernant les substances qui doivent être réduites et éliminées des sources de pollution d'origine tellurique sont présentées et énumérées dans le Protocole relatif à la pollution, article 5, annexe I⁹. Le guide de mise en œuvre du PRTR MEDPOL (UNEP/MED WG.473/12)¹⁰ fournit une liste des secteurs d'activités (Annexe I) et une liste des polluants (Annexe II) qui sont obligatoires pour la déclaration des BBN.

12. Les rejets de polluants sont dispersés à partir de nombreuses sources qui sont largement classées comme suit :

- a. Rejets polluants ponctuels (extrémité d'un tuyau) et
- b. Sources de pollution non ponctuelle (diffuse)

13. Les rejets ponctuels et non ponctuels peuvent provenir de diverses sources, notamment : les installations de traitement des eaux usées municipales (principalement des eaux usées composées de déchets humains), les systèmes septiques résidentiels (contenant des déchets humains, des détergents et d'autres déchets organiques provenant des ménages ; les champs de drainage (lixiviat) des systèmes septiques), l'industrie (déchets chimiques, organiques et thermiques), les eaux de ruissellement urbaines et suburbaines provenant des parcs de stationnement, des bâtiments commerciaux et des maisons (toits et jardins), des sites de construction, des terrains de golf et des routes, et l'agriculture [2-4].

14. Les sources de pollution agricole non ponctuelle (diffuse) comprennent le ruissellement de surface et de subsurface provenant des exploitations d'élevage (déchets animaux, zones de production animale telles que les étables, les parcs d'engraissement et les tas de compostage) et des systèmes de culture (applications de pesticides et d'engrais), de leurs interactions au niveau du terrain (à la fois temporelles et spatiales) et du climat (fréquence des orages et hydrologie, température) [2-7]. Par conséquent, l'estimation des charges de pollution et le contrôle de ce type de contamination sont très complexes et nécessitent l'intégration de facteurs scientifiques, technologiques et socio-économiques [3-4].

15. Les principaux types d'émissions de sources diffuses provenant d'activités liées à l'agriculture sont l'utilisation de pesticides, d'herbicides et de fongicides, la production excessive de fumier, la combustion de la biomasse résiduelle et les émissions de combustion provenant de l'utilisation de tracteurs, de moissonneuses et d'autres équipements motorisés, ainsi que du chauffage des serres [5]. Les principaux polluants atmosphériques comprennent le monoxyde de carbone (CO), l'ozone (O₃), les particules, le dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de soufre (SO₂) [1][6]. Les types de polluants généralement inclus dans les inventaires des rejets dans l'eau comprennent les nutriments (N total et P total), d'autres polluants inorganiques (par exemple, les métaux), les polluants organiques (par exemple, les POP), les particules en suspension et les indicateurs tels que la DBO, la DCO, le COT et la salinité. Une liste complète des PRTR contenant des RET est disponible dans le Centre de ressources pour les PRTR de l'OCDE.¹¹ Sur la base des recueils de l'OCDE [1][6], le tableau 5.1 fournit un résumé actualisé des polluants provenant d'autres sources diffuses associées aux secteurs de l'élevage d'animaux et de l'agriculture BBN :

Tableau 2.1 : Résumé des polluants provenant de sources agricoles non ponctuelles (diffuses)

⁹ [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:21983A0312\(01\)](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:21983A0312(01))

¹⁰ https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/28072/19wg473_12_eng.pdf

¹¹ <http://www.prtr-rc.fi/>

Sources		Processus	Polluants		
Secteur	Sous-secteur		air	eau	terrain
Élevage d'animaux (BBN) Production animale intensive (PRTR)	Autres sources non ponctuelles (diffuses)	Fermentation entérique	CH_4 , CO_2		
		Gestion du fumier	<i>Composés organiques volatils (COV)</i> CH_4 , N_2O , NH_3 , NO_x .	<i>Nutriments, pathogènes, DBO, CT ou DCO, contaminants émergents (antibiotiques vétérinaires, etc.)</i>	Nutriments, pathogènes, DBO, CT ou DCO, contaminants émergents (antibiotiques vétérinaires, etc.)
		Lixiviats d'ensilage	Composés volatils organiques (COV), NH_3 , NO_x , CH_4 , CO_2	<i>DBO, CT ou DCO, MES, nutriments, agents pathogènes, antibiotiques vétérinaires.</i> ⁶	DBO, CT ou DCO, MES, nutriments, agents pathogènes, antibiotiques vétérinaires
		Brûlage sur le terrain et élimination des animaux morts	COV) CO_2 , CH_4 , N_2O , NH_3 , $NO_{x,x}$, composés organiques volatils	DBO, CT ou DCO, MES	DBO, CT ou DCO, MES
Agriculture	Autres provenant de la production végétale sources non ponctuelles (diffuses)	Combustion de la biomasse	<i>COV) CO_2, CH_4, N_2O, NH_3, $NO_{x,x}$, composés organiques volatils</i>	DBO, CT ou DCO, MES, nutriments	DBO, CT ou DCO, MES, nutriments
		Épandage d'engrais	Émissions atmosphériques de l'équipement, y compris NH_3 , NO_x , CO_2	N, P et potassium (K), soufre (S), magnésium (Mg), calcium (Ca), zinc (Zn), cuivre (Cu)	N, P, K, S, Mg, Ca, Zn, Cu
		Application de pesticides	Émissions atmosphériques de l'équipement	Divers insecticides, herbicides, rodenticides et fongicides.	Divers insecticides, herbicides, rodenticides, et fongicides.
		Épandage du fumier et application sur le sol	Émissions atmosphériques de l'équipement et du sol	N, P, minéraux, contaminants émergents (antibiotiques vétérinaires)	N, P, minéraux, contaminants émergents (antibiotiques vétérinaires)

16. Les caractéristiques détaillées et les émissions de la fermentation entérique, de la gestion du fumier, des lixiviats d'ensilage, de l'incinération sur place de déchets agricoles (élimination des animaux morts), de la production végétale, y compris l'utilisation d'engrais, l'utilisation de pesticides et la combustion de la biomasse sont présentées à l'annexe I du présent document.

4. Inventaires de la pollution provenant de sources non ponctuelles/diffuses

17. Les techniques d'estimation des sources non ponctuelles (diffuses) nécessitent des types de données et des approches différents de ceux des sources ponctuelles de polluants. Les sources d'information peuvent inclure des données statistiques sur les activités économiques, des données démographiques, des données de télédétection, des facteurs d'émission et des données techniques, tandis que les outils peuvent inclure des systèmes d'information géographique (SIG) et des modèles informatiques (par exemple, des modèles d'hydrologie/d'écoulement des eaux, des modèles de

transport et autres). Dans le cas de l'agriculture, les paramètres pourraient inclure la taille et la composition des surfaces cultivées, la quantité de pesticides ou d'engrais utilisés et les lieux où ces produits chimiques sont appliqués. De cette manière, il est possible d'effectuer une estimation raisonnable des émissions globales provenant de sources non ponctuelles ou diffuses de certains polluants à partir de paramètres simples et connus qui sont facilement mesurés ou obtenus pour chaque type de source.

18. L'annexe II présente une vue d'ensemble des méthodes d'inventaire de l'air, de l'eau et des terres permettant d'estimer les émissions de sources non ponctuelles (diffuses) dans l'air provenant de l'agriculture, ainsi que des informations et des références supplémentaires sur les inventaires de la pollution provenant de sources non ponctuelles/diffuses.

4.1 Inventaires des émissions atmosphériques

19. Les recueils de ressources de l'OCDE sur les techniques d'estimation des rejets de PRTR [1][6] fournissent un résumé détaillé des inventaires des émissions atmosphériques. Ces inventaires se sont développés sur plusieurs décennies et les méthodes d'estimation des émissions de sources non ponctuelles dans ces inventaires sont bien établies. Les inventaires nationaux (tels que les inventaires de gaz à effet de serre) sont généralement utilisés pour surveiller les tendances et les progrès réalisés dans le cadre des stratégies de réduction des émissions, pour soutenir l'élaboration de politiques nationales ou d'État, et peuvent être utilisés pour une modélisation à grande échelle [1]. Une caractéristique importante des inventaires d'émissions atmosphériques est qu'ils comprennent de vastes ensembles de données sous-jacentes [1]. Les inventaires de gaz à effet de serre (GES) sont étroitement liés aux exigences de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) [7]. Une autre convention internationale, la Convention de la CEE-ONU sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CLRTAP), les États-Unis et le Canada, fournit des informations sur l'agrégation spatiale des émissions [8]. La convention couvre les émissions atmosphériques de composés acidifiants, de particules, de métaux et de composés organiques persistants et implique une coordination scientifique dirigée par le programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP). L'EMEP collecte des données sur les émissions, mesure la qualité de l'air et des précipitations et modélise le transport atmosphérique et le dépôt des polluants atmosphériques. Ces données sont utilisées pour évaluer la quantité et l'importance des flux transfrontaliers (modifications de la composition et des concentrations des polluants atmosphériques) et tous les domaines qui excèdent les charges critiques et les niveaux de seuils [8].

4.2 Inventaires des rejets dans l'eau

20. Compte tenu de l'ampleur de l'eutrophisation à l'échelle mondiale [2], les inventaires des rejets dans l'eau provenant de sources non ponctuelles (diffuses) impliquent généralement l'estimation des charges de nutriments pénétrant dans les eaux intérieures ou marines. Les nutriments sont normalement représentés par des estimations des charges totales d'azote et de phosphore (g ou kg/j), calculées en multipliant le débit quotidien (m^3/j) par la concentration quotidienne en nutriments (g/m^3). Comme le résume le Compendium de l'OCDE [1], l'estimation des taux d'exportation de polluants (rejets) est souvent liée à la modélisation mathématique des impacts de la pollution sur les eaux réceptrices à l'aide de modèles de ruissellement des bassins versants. D'autres indicateurs qui ne sont pas des espèces chimiques sont généralement inclus dans le modèle, par exemple la demande biologique en oxygène, les solides en suspension et les agents bactériologiques. Sous l'effet d'une prise de conscience croissante de leurs incidences et des exigences en matière de rapports, d'autres polluants, tels que les métaux et les produits chimiques organiques, commencent à être pris en considération. La contribution atmosphérique de certains de ces polluants, notamment l'azote, est souvent incluse dans la modélisation du bassin versant. Cela reflète un lien important entre les inventaires des émissions dans l'air et des rejets dans l'eau [1].

4.3 Inventaires des rejets et émissions dans le sol

21. Les sources agricoles non ponctuelles (diffuses) qui peuvent entraîner des émissions dans le sol comprennent la gestion du fumier, les lixiviats d'ensilage, l'incinération sur place des carcasses d'animaux dans les champs, l'utilisation d'engrais, l'utilisation de pesticides et la combustion de la biomasse. Cependant, à ce jour, la plupart des inventaires de sources diffuses sont axés sur les émissions atmosphériques ou les rejets dans l'eau [1].

22. L'élimination ou le placement de déchets qui peuvent potentiellement conduire à la contamination du sol sont interdits par la loi [1][6]. L'Institut écologique de Berlin [9] a récemment fourni une évaluation et un inventaire complets et actualisés de 462 pages des instruments de la politique de protection des sols dans les États membres de l'UE. Le projet de l'Inventaire mondial des potentiels d'émission des sols (World Inventory of Soil Emission Potentials - WISE) (1991-2016)^{12, 13} a généré une série de bases de données mondiales d'estimations des propriétés des sols (ponctuelles et maillées) pour soutenir les études environnementales à l'échelle mondiale, notamment la vulnérabilité des sols à la pollution, les stocks de carbone dans les sols et leur évolution, et les potentiels d'émissions gazeuses des sols.

5. Méthodes et techniques d'estimation des rejets pour les sources non ponctuelles (diffuses)

23. Les techniques utilisées pour estimer les rejets provenant de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) sont divisées en (i) sources non ponctuelles provenant de l'élevage d'animaux et de la production animale intensive et (ii) sources non ponctuelles provenant de la production végétale. Elles sont examinées ci-dessous :

5.1 Résumé des techniques utilisées pour estimer les rejets de sources non ponctuelles (diffuses) provenant de l'élevage d'animaux et de la production animale intensive

24. Les techniques utilisées pour estimer les rejets de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) provenant des animaux d'élevage et de la production animale ont été décrites dans plusieurs documents d'orientation [1] [5-6] [10]. Les lignes directrices du GIEC [10] fournissent une description détaillée des étapes pour définir les catégories et sous-catégories de bétail, et le choix des méthodes. Elles soulignent également que la collecte de données sur la caractérisation du bétail (espèces animales, population animale) devrait être effectuée comme une bonne pratique pour soutenir les estimations des émissions.

25. Les sections suivantes présentent les techniques d'estimation des émissions et des rejets dans l'air, l'eau et le sol :

- a. Émissions de la fermentation entérique dans l'air ;
- b. Rejets de la gestion du fumier dans l'air, l'eau et le sol ;
- c. Rejets provenant des lixiviats d'ensilage (proposés pour la première fois, suite à une vaste documentation réalisée à cet effet dans le présent document) ;
- d. Émissions d'incinération agricole provenant de l'élimination des cadavres d'animaux¹⁴ ;
- e. Émissions provenant de la combustion de la biomasse agricole¹⁴.

¹² <https://www.isric.org/explore/wise-databases>

¹³ <https://www.isric.org/projects/world-inventory-soil-emission-potentials-wise>

¹⁴ To date, all Inventories used term "field burning of agricultural waste". We propose separating this process and emissions/releases from agricultural burning from disposal of livestock mortalities (d) and biomass burning (e).

5.1.1 Techniques utilisées pour estimer les rejets de méthane dans l'air provenant de la fermentation entérique

26. Selon le Compendium de l'OCDE [1], l'approche générale pour estimer les émissions de CH₄ du bétail consiste à multiplier le nombre d'animaux par un facteur d'émission. Ainsi, la formule de base est la suivante :

$$\text{Émissions de } CH_4 = N (\text{nombre d'animaux}) * \text{Facteur d'émissions de } CH_4 \text{ (Équation 5.1)}$$

27. Par conséquent, les trois étapes clés pour estimer les émissions de méthane pour le bétail sont les suivantes : a) recueillir les données sur la population animale et les caractéristiques des animaux ; b) estimer le facteur d'émission pour le type d'animal ; et c) multiplier l'estimation du facteur d'émission par la population pour obtenir l'estimation des émissions totales de CH₄ pour la population. Les facteurs d'émission sont une estimation de la quantité de CH₄ produite (kg) par animal. Il existe deux méthodes permettant d'estimer les facteurs d'émission :

- a. La méthode de niveau 1 s'appuie sur les facteurs d'émission par défaut des lignes directrices du GIEC et ne requiert que des données sur le nombre d'animaux [1]. Le dernier raffinement des lignes directrices du GIEC [58] suggère que pour estimer le nombre d'animaux pour une population croissante sur le territoire, l'équation mise à jour devrait être utilisée :

$$N_T = \text{Days_Alive} * \frac{NAPA}{365} \quad (\text{Équation 5.2})$$

où :

N_T = le nombre de têtes d'espèces animales par catégorie dans un pays donné (équivalent à la population moyenne annuelle) ; $NAPA$ = le nombre d'animaux produits annuellement.

- b. La méthode de niveau 2 consiste à recueillir des données sur les aliments et les animaux pour calculer le facteur d'émission. Selon [1], en utilisant la méthode de niveau 2, l'incertitude des facteurs d'émission est généralement plus faible car ces facteurs d'émission sont basés sur des conditions spécifiques au pays.

28. Wolf et al [11] ont mis à jour les informations concernant les bovins et les porcins par région, sur la base des changements signalés dans la masse corporelle des animaux, la qualité et la quantité des aliments, la productivité laitière et la gestion des animaux et du fumier. Ils ont utilisé ces informations actualisées pour calculer de nouveaux facteurs d'émissions de méthane du bétail pour la fermentation entérique chez les bovins, et pour la gestion du fumier chez les bovins et les porcins.

29. La révision des lignes directrices 2006 du GIEC [10] fournit une description détaillée des émissions de méthane provenant de la fermentation entérique dans la section 10.3, qui se compose de trois étapes :

Étape 1 : Diviser le cheptel en sous-groupes et caractériser chaque sous-groupe comme décrit dans la section 10.2 des lignes directrices [10].

Étape 2 : Estimer les facteurs d'émission pour chaque sous-groupe en kilogrammes de CH₄ par animal et par an.

Étape 3 : Multiplier les facteurs d'émission des sous-groupes par les populations des sous-groupes pour estimer les émissions des sous-groupes, et faire la somme des sous-groupes pour estimer les émissions totales.

30. Ils suggèrent que la méthode de niveau 3 devrait être utilisée par les pays pour lesquels les émissions du bétail sont particulièrement importantes et qui peuvent souhaiter intégrer des informations supplémentaires spécifiques au pays dans leurs estimations. L'approche de niveau 3 pourrait faire appel au développement de modèles sophistiqués qui tiennent compte la composition

détaillée du régime alimentaire, la concentration des produits issus de la fermentation des ruminants, les variations saisonnières de la population animale ou de la qualité et de la disponibilité des aliments pour animaux, ainsi que les stratégies d'atténuation possibles. Un grand nombre de ces estimations seraient dérivées de mesures expérimentales directes. Cependant, les lignes directrices soulignent qu'il est recommandé que les méthodes de niveau 3 soient soumises à un large degré d'examen international par les pairs afin de garantir qu'elles améliorent l'exactitude et/ou la précision des estimations.

Commentaires sur la fiabilité

31. Le Compendium de l'OCDE [1] a résumé les principaux points concernant la fiabilité des méthodes proposées ci-dessus. Ils ont souligné que, comme les facteurs d'émission pour le niveau 1 ne sont pas basés sur des données spécifiques à chaque pays, ils peuvent ne pas représenter avec précision les caractéristiques du bétail pour chaque pays. Par conséquent, ils peuvent rendre les facteurs d'émissions très incertains. Dans le niveau 2, la principale source d'incertitude des facteurs d'émission est constituée par les caractéristiques du bétail, car ces données dépendent des méthodes utilisées pour collecter les données pour chaque pays.

32. Les sources d'informations supplémentaires sont fournies à l'annexe III, appendice A.

5.1.2 Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets provenant de la gestion du fumier

33. Selon le Compendium de l'OCDE [1], le processus d'estimation des émissions dues à la gestion du fumier comporte les cinq étapes suivantes :

- Étape 1 : Déterminer si le bétail logé dans la région étudiée peut être une source importante d'émissions, en supposant que l'ammoniac et/ou les gaz à effet de serre soient inclus dans l'inventaire ;
- Étape 2 : Déterminer la disponibilité des données d'activité, y compris le nombre de têtes de bétail pour les différentes classes d'animaux, la distribution géographique, c'est-à-dire l'emplacement des fermes, et d'autres informations sur les pratiques de gestion des déchets, la consommation d'aliments, etc. ;
- Étape 3 : En fonction des données disponibles, des ressources et des objectifs de l'inventaire, décider de la méthode la plus appropriée ;
- Étape 4 : Recueillir les données nécessaires et estimer les émissions pour chaque type d'animal puis faire la somme pour chaque polluant ;
- Étape 5 : Désagréger spatialement et temporellement selon les besoins.

5.1.2.1 Émissions atmosphériques

34. Les lignes directrices 2006 du GIEC [12] et la Révision de 2019 des lignes directrices 2006 du GIEC [10] fournissent la description la plus complète des techniques et méthodes permettant d'estimer les émissions atmosphériques dues à la gestion du fumier.

Émissions de méthane

35. Les lignes directrices du GIEC [12][10] recommandent les quatre méthodes suivantes comme bonne pratique pour estimer les émissions de méthane provenant du fumier :

- Étape 1 : Recueillir les données sur la population à partir de la caractérisation de la population du bétail, comme décrit dans les Lignes directrices du GIEC, Annexe I, Appendice B.
- Étape 2 : Utiliser des valeurs par défaut ou établir des facteurs d'émission spécifiques au pays pour chaque sous-catégorie de bétail en matière de kilogrammes de méthane par animal et par an.
- Étape 3 : Multiplier les facteurs d'émission des sous-catégories de bétail par les populations des sous-catégories pour estimer les émissions des sous-catégories, et faire la somme

de toutes les sous-catégories pour estimer les émissions totales par espèce primaire de bétail.

Étape 4 : Additionner les émissions de toutes les espèces animales définies pour déterminer les émissions nationales.

36. Les lignes directrices actualisées du GIEC [10] recommandent l'utilisation de l'équation suivante pour l'estimation des émissions de CH₄ (niveau 1) :

$$\text{où : } CH_{4(mm)} = \left[\sum_{T,S,P} (N_{(T,P)} \cdot VS_{(T,P)} \cdot AWMS_{(T,S,P)} \cdot EF_{T,S,P}) / 1000 \right] \quad (\text{Équation 5.3})$$

CH_{4(mm)} – émissions de CH₄ dues à la gestion du fumier dans le pays, kg CH₄ par an⁻¹

N_(T,P) = nombre de têtes de bétail de l'espèce/catégorie T dans le pays, pour le système de productivité P, le cas échéant

VS_(T,P) = excrétion moyenne annuelle de solides volatils (VS) par tête d'espèce/catégorie T, pour le système de productivité P, le cas échéant en kg VS animal⁻¹ par an⁻¹ (calculé par l'équation 5.3),

SGA_(T,S,P) = fraction de la VS annuelle totale pour chaque espèce/catégorie de bétail T qui est gérée dans le système de gestion du fumier S dans le pays, pour le système de productivité P, le cas échéant ; sans dimension,

EF_(T,S,P) = facteur d'émission pour les émissions directes de CH₄ provenant du système de gestion du fumier S, par animal

espèce/catégorie T, dans le système de gestion du fumier S, pour le système de productivité P, le cas échéant g CH₄ kg VS⁻¹

S = système de gestion du fumier¹⁵

T = espèce/catégorie de bétail

P = système à haute productivité ou système à faible productivité pour l'utilisation du niveau la avancé - omis si l'on utilise une approche simple du niveau 1.

37. Les matières solides volatiles (MSV) sont la matière organique des effluents d'élevage et se composent de fractions biodégradables et non biodégradables. Les taux d'excrétion de la VS peuvent être calculés comme suit :

$$VS_{(T,P)} = \left(VS_{rate(T,P)} \cdot \frac{TAM_{T,P}}{1000} \right) \cdot 365 \quad (\text{Équation 5.4})$$

où :

VS_(T,P) = excrétion annuelle de VS pour la catégorie de bétail T, pour le système de productivité P (le cas échéant), kg VS animal⁻¹ par an⁻¹

Taux de VS_(T,P) = taux d'excrétion de VS par défaut, pour le système de productivité P (le cas échéant), kg VS (1000 kg de masse animale)⁻¹ par an⁻¹

TAM_{T,P} = masse animale typique de la catégorie de bétail T, pour le système de productivité P (le cas échéant), en kg animal⁻¹.

Émissions de N₂O provenant de la gestion du fumier

38. Les lignes directrices 2006 [12] et 2019 [10] du GIEC fournissent une description complète des principes du flux de N, des méthodes d'estimation du produit N₂O, directement et indirectement, pendant le stockage et le traitement du fumier avant qu'il ne soit appliqué sur les terres ou utilisé d'une autre manière pour l'alimentation animale, le carburant ou la construction, au chapitre 10.5.

L'approche est basée sur l'excrétion de N, les facteurs d'émission de N₂O, ainsi que les facteurs de volatilisation et de lixiviation. Cette section traite également du lien entre les rapports du GIEC sur le N₂O et les rapports sur le NH₃ et le N₂O requis pour les pays de la CEE-ONU.

¹⁵ <https://ipcl.org/manure-collection-and-handling-systems/>

39. Le GIEC 2019 [10] fournit une description détaillée des niveaux 1 à 3 et cinq étapes pour calculer les émissions directes de N₂O provenant de la gestion du fumier. Ils recommandent l'utilisation de l'équation suivante :

$$N_2O_{D(mm)} = \left[\sum_S \left[\sum_{T,P} \left((N_{(T,P)} \cdot Nex_{(T,P)}) \cdot AWMS_{(T,S,P)} \right) + N_{cdg(s)} \right] \cdot EF_{3(s)} \right] \cdot \frac{44}{28} \quad (\text{Équation 5.5})$$

N₂O_{D(mm)} = émissions directes de N₂O dues à la gestion du fumier dans le pays, kg N₂O par an⁻¹

N_(T,P) = nombre de têtes de bétail de l'espèce/catégorie T dans le pays, pour le système de productivité P, le cas échéant

N_{ex (T,P)} = excrétion annuelle moyenne de N par tête d'espèce/catégorie T dans le pays, pour le système de productivité P, le cas échéant en kg N animal⁻¹ par an⁻¹

N = apport annuel de N via le co-digestat dans le pays, en kg N par an⁻¹, où le système (s) se réfère exclusivement à la digestion anaérobie

SGA_(T,S,P) fraction de l'excrétion annuelle totale de N pour chaque espèce/catégorie de bétail T qui est gérée dans un système de gestion du fumier S dans le pays, sans dimension ; prendre en considération la classe de productivité P, si l'on utilise une approche de niveau 1a

EF_{3(s)} = facteur d'émission pour les émissions directes de N₂O provenant du système de gestion du fumier S dans le pays, en kg de NO-N/kg de N dans le système de gestion du fumier S

S = système de gestion du fumier

T = espèce/catégorie de bétail

P = classe de productivité, élevée ou faible, à prendre en considération en cas d'utilisation de l'approche niveau 1a

44/28 = conversion des émissions de N₂O-(mm) en émissions de N₂O(mm)

40. Pour estimer les émissions indirectes de N₂O dues à la volatilisation de l'azote sous forme de NH₃ et de NO_x (N₂O_G (mm)) provenant de la gestion du fumier, les lignes directrices du GIEC [10] recommandent l'équation suivante :

$$N_2O_{G(mm)} = (N_{\text{volatilization-MMS}} \cdot EF_4) \cdot \frac{44}{28} \quad (\text{Équation 5.6a})$$

où :

N₂O_G (mm) = émissions indirectes de N₂O dues à la volatilisation de N provenant de la gestion du fumier dans le pays, kg N₂O par an⁻¹

N_{Volatilisation-MMS} = quantité N du fumier qui est perdue en raison de la volatilisation de NH₃ et de NO_x, en kg N par an⁻¹

EF₄ = facteur d'émission pour les émissions de N₂O provenant du dépôt atmosphérique d'azote sur les sols et les surfaces d'eau, kg N₂O-N (kg NH₃-N + NO_x-N volatilisé)⁻¹ (conformément au chapitre 11, tableau 11.3, réf [58])

41. Les émissions indirectes de N₂O dues au lessivage et au ruissellement de la gestion du fumier (N₂O_L (mm)) sont estimées comme suit :

$$N_2O_{L(mm)} = (N_{\text{leaching-MMS}} \cdot EF_5) \cdot \frac{44}{28} \quad (\text{Équation 5.6b})$$

où :

N₂O_L (mm) = émissions indirectes de N₂O dues à la lixiviation et au ruissellement résultant de la gestion du fumier dans le pays, en kg N₂O par an⁻¹

N_{lixiviation-MMS} = quantité d'azote du fumier qui est perdue à cause du lessivage, kg N par an⁻¹

EF_5 = facteur d'émission pour les émissions de N_2O dues au lessivage et au ruissellement de l'azote, en kg de N_2O-N/kg d'azote lessivé et de ruissellement (voir l'annexe I, appendice B, réf. [10], chapitre 11, tableau 11.3)

42. Le choix des facteurs d'émission, y compris les estimations et les calculs des taux d'excrétion annuels moyens de l'azote $N_{ex}(T, P)$ pour la méthode de niveau 2, le taux d'absorption de l'azote pour les bovins, les ovins, les caprins, les porcins et les volailles, les valeurs par défaut des taux d'excrétion de l'azote par territoire géographique, ainsi que d'autres informations pertinentes, est examiné en détail au chapitre 10.5.2. des lignes directrices du GIEC [10].

5.1.2.2 Libération dans l'eau

43. Les eaux de ruissellement du fumier provenant des terres cultivées et des pâturages ou des exploitations d'alimentation animale et des exploitations d'alimentation animale concentrées (CAFO) atteignent souvent les systèmes d'eaux de surface et souterraines par ruissellement de surface ou infiltration, ce qui constitue une menace importante pour la qualité de l'eau. Cependant, les inventaires actuels, notamment l'inventaire européen des émissions dans les eaux intérieures [13], les lignes directrices de l'OCDE [1][6] et du GIEC [10], ne proposent aucune méthode pour estimer la charge polluante (nutriments, agents pathogènes, antibiotiques vétérinaires et autres contaminants émergents) provenant de cette source.

44. Un grand nombre de documents évalués par des pairs décrivent la pollution agricole causée par le ruissellement du fumier [2] [13-22]. L'inventaire européen des émissions dans les eaux intérieures [13] suggère que la charge de pollution diffuse est généralement calculée au moyen de coefficients. Les coefficients sont généralement calibrés à l'aide de données provenant de petits bassins hydrographiques homogènes et d'autres estimations de la charge polluante peuvent être effectuées en utilisant une approche de bilan massique à l'échelle du bassin hydrographique.

45. Malve et al [23] ont mis au point un modèle de coefficient d'exportation pour l'estimation des charges de pollution diffuse en Europe pour une modélisation à l'échelle continentale. L'objectif était de fournir des estimations raisonnables pour l'ensemble de l'Europe, basées sur des ensembles de données facilement accessibles, et qui pourraient être appliquées dans un modèle quadrillé des charges de qualité de l'eau dans les eaux de surface. Les modèles de coefficient d'exportation pour la demande biochimique en oxygène (DBO), l'azote total (TN) et les phosphores totaux (TP) ont été ajustés aux données provenant des bases de données de l'Agence européenne pour l'environnement de 79 à 106 bassins fluviaux sélectionnés en Europe, selon la variable en question. L'analyse a montré que les coefficients d'exportation estimés se situaient à un niveau raisonnable par rapport aux estimations faites par d'autres méthodes en Europe. En outre, il a été démontré que le ruissellement, le nombre de têtes de bétail et la charge ponctuelle étaient des facteurs communs pour les charges de DBO, de TP et de TN, le ruissellement étant le facteur le plus important ; 2) la superficie des terres cultivées a également contribué à la charge diffuse de TN ; 3) l'inclinaison moyenne de la pente et le ruissellement, en tant que facteur combiné, ont eu un effet négatif sur la charge diffuse de TP et 4) la superficie des lacs a réduit les charges diffuses en raison des mécanismes de rétention dans les lacs.

46. Selon le Guide of Pollutant Load Estimation Techniques de l'US EPA [14], des estimations fiables des charges polluantes (quantité de polluants provenant de diverses sources dans un bassin versant) sont essentielles pour l'élaboration de plans de bassin versant visant à résoudre les problèmes de qualité de l'eau recensés. Ils utilisent les méthodes mises au point par Richards [24] qui a défini la *charge polluante* comme « la masse ou le poids du polluant transporté dans une unité de temps spécifiée depuis les sources de polluants jusqu'à une masse d'eau », et le taux de charge, ou flux, comme le taux instantané auquel la charge passe par un point de référence sur une rivière, comme une station d'échantillonnage, et a des unités de masse/temps comme les grammes/seconde ou les tonnes/jour.

47. Le guide de l'US EPA [14] propose trois étapes de base pour l'estimation de la charge polluante :

- mesure du débit d'eau (m^3s^{-1}),
- mesure de la concentration du polluant (mgL^{-1}), et
- calcul des charges polluantes (en multipliant le débit par la concentration sur la période considérée).

48. Comme le flux varie avec le temps, il est exprimé sous forme intégrale, comme le produit de la concentration et du flux (Équation 5.7).

$$\text{Load} = k \int_t c(t)q(t)dt \quad (\text{Équation 5.7})$$

où :

k est une constante pour la conversion des unités

c(t) est la concentration de polluant au moment=t, et

q(t) est le débit d'eau au temps=t.

49. Richards [24] a souligné qu'il n'est pas rare que 80 à 90 % ou plus de la charge annuelle soit fournie pendant les 10 % du temps qui correspondent à des flux élevés. Sur la base de l'examen des études d'évaluation des approches de chargement, Richards a recommandé les approches suivantes : méthodes de calcul de la moyenne (par exemple, pour les charges mensuelles ou trimestrielles), approches de régression et approches de ratio. La plupart des études ont montré que les approches par ratio étaient plus performantes que les méthodes de régression et de calcul de la moyenne [24].

50. Le Guide of National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture de l'US EPA [14] fournit une description détaillée des modèles d'estimation des charges, notamment les méthodes simples, les modèles de milieu de gamme, les modèles détaillés, les modèles de charge à l'échelle du terrain et les systèmes de modélisation intégrés. Ils décrivent également le processus de planification associé à la sélection du modèle, l'étalonnage et la validation du modèle, l'incertitude des prévisions de la modélisation et l'utilisation de la technologie des systèmes d'information géographique (SIG) dans les applications du modèle. Le guide comprend également une description complète des techniques de surveillance de la qualité de l'eau pour les sources de pollution non ponctuelles (diffuses) [25]. Il souligne que sans informations actuelles sur les conditions de qualité de l'eau et les sources de polluants, les effets des activités terrestres sur la qualité de l'eau ne peuvent être évalués, des programmes de gestion et d'assainissement efficaces ne peuvent être mis en œuvre et le succès des programmes ne peut être évalué [25].

51. Le National Risk Management Research Laboratory (NRMRL) de l'EPA a mis au point un outil d'évaluation de la gestion des risques (RME) afin de fournir les informations nécessaires pour aborder et planifier les recherches futures sur les impacts environnementaux des exploitations d'alimentation animale concentrées (CAFO). Le RME fournit une description complète des facteurs de stress du bassin versant résultant de la pollution des CAFO, des types de polluants (p. ex. nutriments, agents pathogènes, contaminants émergents), de leurs mécanismes de transport vers l'eau, l'air et le sol et des pratiques courantes de gestion du fumier [26]. Cependant, aucune méthode ou technique d'estimation de la charge polluante n'a été proposée.

Nutriments

52. L'USGS [27] a estimé les apports en éléments nutritifs provenant des effluents d'élevage sur une période de 20 ans (1982 à 2001). Les estimations sont fondées sur les données relatives au cheptel au niveau des comtés, recueillies par le recensement de l'agriculture. La méthode tient compte des différences dans les cycles de vie des animaux d'élevage (le temps écoulé entre la naissance et l'abattage) au cours de l'année, ainsi que des pertes de nutriments lors du stockage, de la manipulation et de l'épandage du fumier. Les estimations de l'apport en nutriments ont été faites séparément pour chaque groupe de bétail. La masse totale de nutriments dans le fumier d'un groupe d'animaux a été calculée comme le produit de la population, de la teneur en nutriments du fumier et du nombre de jours du cycle de vie.

53. En général, aux États-Unis, l'évaluation du bilan nutritif d'une exploitation agricole est calculée à partir des enregistrements des matières contenant des nutriments qui entrent dans l'exploitation (aliments pour animaux, engrais, animaux achetés) et de celles qui en sortent sous forme de produits (lait, viande, œufs, récoltes, etc.). Les bilans peuvent être exprimés en pourcentage restant, en livres/acre restant ou, pour les exploitations laitières, en livres restant par unité de lait produit. Des chercheurs de l'université Cornell, aux États-Unis, ont mis au point le logiciel Whole Farm Nutrient Balance, un outil permettant de calculer le bilan massique des éléments nutritifs de l'exploitation. Une estimation du bilan nutritif de l'ensemble de l'exploitation peut également être déterminée à partir de la densité (nombre d'unités animales par surface) du bétail de l'exploitation [28]. Les bilans nutritifs bruts des pays européens sont calculés par Eurostat [29-31].

54. Des chercheurs du Joint European Research Center ont élaboré GREEN-Rgrid, un modèle de régression statistique conceptuel pour estimer les flux de nutriments dans la mer Méditerranée [32]. Le principal avantage de ce modèle est qu'il relie les apports en nutriments aux mesures de la qualité de l'eau. Il fonctionne sur une base annuelle sur une cellule de grille de 5 min (0,083333 degré, environ 10 km à l'équateur) et peut être utilisé pour estimer l'azote (TN) et le phosphore (TP) totaux, les nitrates (N-NO₃) et les orthophosphates (P-PO₄) provenant de sources non ponctuelles (diffuses) et ponctuelles. Ce document contient une excellente source de références pour les apports en nutriments provenant d'une variété de sources diffuses et ponctuelles pour l'ensemble du bassin méditerranéen.

55. Les sources d'informations supplémentaires sont fournies à l'annexe III, appendice B.

5.1.2.3 Terrain

56. Comme pour les rejets dans l'eau, les inventaires actuels ne proposent pas de méthodes pour estimer les rejets de polluants du fumier dans le sol (soit par infiltration par ruissellement de surface, soit par application directe sur le sol). La littérature et les rapports techniques examinés par des pairs suggèrent que les rejets de polluants (nutriments, agents pathogènes, antibiotiques vétérinaires et autres contaminants émergents) peuvent être estimés en déterminant leur contenu dans le fumier, les quantités de fumier générées dans les exploitations et appliquées sur les terres [33] [34-39]. Rayne et Aula [37] ont récemment fourni une revue complète des impacts des effluents d'élevage sur la santé des sols. Eghball et al. [38] ont souligné qu'en général, la quantité d'un élément nutritif qui est minéralisée dans le fumier est fonction des caractéristiques du fumier, des facteurs environnementaux, des propriétés du sol et de l'activité microbienne. Loyon [39] a souligné que le type de fumier (lisier, fumier de ferme, fiente) et les quantités générées sur l'exploitation dépendent du type de logement et du stade d'élevage des animaux. La gestion du fumier dans le bâtiment (tapis de séchage, raclage, rinçage, fosse de stockage, etc.) influe également sur les quantités de fumier à manipuler.

5.1.2.4 Commentaires sur la fiabilité Précision et incertitude des calculs

57. Les compendiums de l'OCDE [1][6] soulignent qu'en ce qui concerne les émissions dans l'air, l'utilisation d'une méthode simple impliquant des facteurs d'émission de NH₃ par défaut pour chaque catégorie d'animaux sera moins précise qu'une approche spécifique à chaque pays qui tienne compte des différentes situations d'élevage. Ils soulignent également le fait que l'incertitude concernant les émissions agricoles de N₂O comprend les facteurs d'émission et l'excrétion de N est à des niveaux élevés en général. Les facteurs d'émission disponibles ne tiennent pas compte des effets du type de sol, des cultures ou du climat sur la formation de N₂O. L'EPA [14][25] discute de l'importance de la calibration et de la validation des modèles, de la prise en considération de l'incertitude de l'approche de modélisation et des erreurs de mesure sur le terrain.

5.1.3 Techniques utilisées pour estimer les rejets des lixiviats d'ensilage

58. Comme les lixiviats d'ensilage représentent le flux de déchets le plus toxique dans les exploitations agricoles, il est très important d'estimer les taux de charge des polluants et les rejets dans l'eau et dans le sol. Pourtant, la littérature sur ce sujet est rare. L'une des principales raisons est très probablement liée à la complexité et aux coûts des équipements et de la main-d'œuvre pour la surveillance in situ des flux et des contaminants [2][26][40-44].

59. Sur la base de la revue de la littérature sur l'évaluation et le contrôle de la pollution agricole [2] [40-49], nous proposons les quatre étapes suivantes pour estimer les rejets des lixiviats d'ensilage :

Étape 1 : Recueillir les données pertinentes sur le nombre d'exploitations agricoles à partir des bases de données du Recensement de l'agriculture et des statistiques pour chaque pays^{16,17} ; Consulter la Direction générale de l'agriculture et du développement rural (DG AGRI) et les organisations pertinentes dans le pays pour estimer le nombre d'exploitations laitières (par exemple les mangeoires et autres zones contenant des tas d'ensilage).

Étape 2 : Effectuer une recherche exhaustive de la littérature examinée par les pairs et de la littérature grise pour déterminer les informations disponibles sur le processus de fabrication de l'ensilage dans le pays (par exemple, le type de fourrage, le fourrage utilisé), la teneur en éléments nutritifs, en pathogènes, en matières organiques, en antibiotiques vétérinaires (et autres contaminants émergents) de l'ensilage et les pratiques agricoles employées pour contrôler le ruissellement de l'ensilage.

Étape 3 : Estimer la quantité de ruissellement de surface générée pour votre pays (en utilisant une revue de la littérature et une évaluation du site si possible, voir l'équation 5.8).

Par exemple, au Canada, le gouvernement de l'Ontario a mis au point le logiciel AgriSuite qui permet d'estimer la quantité d'infiltration attendue des silos-couloirs¹⁸ [49].

Étape 4 : Calculer la charge polluante (équation 5.7) pour estimer le rejet total d'un effluent d'ensilage/de suintement. La même équation peut être utilisée pour tous les paramètres énumérés dans le tableau 2.1.

Étape 5 : Additionner les émissions de toutes les fermes d'élevage définies pour déterminer les émissions nationales de cette source.

60. Morin [50] a fourni un bon résumé des relations pluie-débit. Il a souligné que le ruissellement d'une tempête de pluie donnée est fonction i) de la distribution et de la séquence de l'intensité des précipitations, au cours d'un événement pluvieux particulier ; ii) des taux d'infiltration du sol ; et iii) de la capacité de stockage de la surface du sol. Il a proposé une équation simple pour calculer le ruissellement de surface d'un orage avec des taux de précipitations variables :

$$SR_i = S (p_i + SD_i^{-1} - F_i - SD_m) \quad (\text{Équation 5.8})$$

où :

R_i = ruissellement de surface (mm) pour le segment temporel

SD_i = retenue en surface (mm) pour le segment temporel

SD_m = retenue maximale de stockage (mm)

F_i = l'infiltration potentielle (mm) de tout segment temporel t_i (mm).

61. Ohana-Levi a discuté des relations pluviométrie-ruissellement dans un bassin versant de la Méditerranée orientale semi-aride [51]. Aux États-Unis, Wright et al. [41] ont discuté des défis que représente la collecte d'informations sur la quantité de lixiviat produite. Ils ont souligné que la quantité et la concentration des effluents dépendent en partie des précipitations et peuvent être variables d'une saison à l'autre et d'un jour à l'autre en fonction de la maturité des cultures et des conditions de récolte. De plus, les concentrations de nutriments et d'autres polluants dans les eaux de ruissellement de l'ensilage sont variables, probablement en raison de la concentration des lixiviats d'ensilage, de la taille de l'orage, de la saison et de l'état des silos. Plus récemment, Bernardes et al. [48] ont fourni un

¹⁶ https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farms_and_farmland_in_the_European_Union_-_statistics

¹⁷ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/agri-environmental-indicators>

¹⁸ <http://www.omafra.gov.on.ca/english/nm/nman/agrisuite.htm>

examen complet des défis uniques associés à la production d'ensilage dans les régions chaudes et froides.

62. Les sources d'informations supplémentaires sont fournies à l'annexe III, appendice C.

5.1.4 Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets provenant de l'incinération sur place et de l'élimination des cadavres d'animaux

63. Comme décrit précédemment, dans les pays de l'UE, l'incinération (à la ferme ou hors de la ferme) est la principale voie d'élimination des animaux morts. Cependant, d'autres techniques, comme l'enfouissement, l'incinération, l'équarrissage, le compostage, la digestion anaérobie et l'hydrolyse alcaline, sont également pratiquées [52].

5.1.4.1 Émissions atmosphériques

64. Les lignes directrices du PNUE sur les meilleures techniques disponibles (MTD) et les orientations provisoires sur les meilleures pratiques environnementales (MPE) relatives à l'article 5 et à l'annexe C de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants donnent un aperçu complet des émissions qui peuvent provenir de la destruction des carcasses d'animaux dans la Section VI.I. [53]. Les émissions atmosphériques provenant de la destruction des carcasses se composent d'oxydes d'azote (NO_x), de monoxyde de carbone (CO), de dioxyde de soufre (SO₂), de particules, de composés métalliques, de composés organiques et de dibenzodioxines polychlorées (PCDD) et de dibenzofuranes (PCDF) [53]. Les lignes directrices ont souligné le manque de fiabilité des données relatives aux émissions de polychlorobiphényles (PCB) et d'hexachlorobenzène (HCB). Les lignes directrices fournissent des recommandations pour les mesures primaires et secondaires et pour la destruction des carcasses d'animaux, mais le protocole pour la détermination des émissions n'est pas donné.

65. Le ministère britannique de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales (DEFRA) a mis au point un protocole d'essai pour déterminer les émissions de huit polluants (SO₂, HCl, NO_x, TPM, CO, CO₂, dioxines/furanes et COV) [54]. La méthode a consisté en une analyse documentaire complète pour déterminer les informations disponibles sur les émissions des petits incinérateurs, suivie d'une évaluation du site. Un protocole de mesure des émissions des incinérateurs de carcasses d'animaux a été élaboré à partir de méthodes d'essai de référence utilisées pour évaluer les émissions des processus industriels. Une liste complète des protocoles pour chaque paramètre est fournie dans le tableau 1 du rapport [98]. En outre, un système de surveillance continue des émissions (CEMS) a été mis en place sur le site pour déterminer les concentrations de NO_x, SO₂, CO, CO₂ et O₂ [54].

5.1.4.2 Rejets dans l'eau et le sol

66. Pendant les processus d'élimination des carcasses, les eaux de surface et de refroidissement peuvent être contaminées par des fluides corporels, des solides en suspension, des graisses et des huiles. Les cendres et autres sous-produits de l'élimination sont évacués vers les terres. Toutefois, selon les lignes directrices du PNUE [53], si les déchets sont éliminés correctement dans des décharges, ils ne devraient pas entraîner un risque important d'exposition de la population ; la principale voie d'exposition est donc considérée comme étant les émissions atmosphériques.

5.2 Résumé des techniques utilisées pour estimer les rejets de sources non ponctuelles provenant de la production agricole

67. Les sections suivantes présentent les techniques d'estimation des émissions et des rejets dans l'air, l'eau et le sol :

- a. Émissions dues à l'incinération sur place de déchets agricoles (combustion de la biomasse) ;
- b. Rejets des applications de cultures pour l'utilisation d'engrais ;

- c. Rejets des applications de cultures pour l'utilisation de pesticides.

5.2.1 Incinération sur place de déchets agricoles (combustion de la biomasse)

68. La combustion de la biomasse (chaume, résidus de culture, arbres et autres déchets) peut représenter une source de pollution importante, avec des impacts mondiaux, régionaux et locaux sur la qualité de l'air, la santé publique et le climat, à l'échelle planétaire.

5.2.1.1 Émissions dans l'air

69. Les lignes directrices de l'UNITAR [5] proposent que dans le cas d'un brûlage associé à une culture, les émissions peuvent être estimées comme suit :

$$E_{AP(BB)} = EF_{(BT, AP)} * BB_w \quad (\text{Équation 5.9})$$

où :

$E_{AP(BB)}$ = émissions de polluants atmosphériques dues à la biomasse brûlée (kg d'émissions de polluants atmosphériques)

$EF_{(BT, AP)}$ = facteur d'émission spécifique au type de biomasse et au polluant atmosphérique (kg d'émissions/tonne brûlée) ; les facteurs d'émission nécessaires peuvent être obtenus dans la littérature.

BB_w = (tonnes totales de biomasse brûlée).

70. Dans le cas où les données primaires sont obtenues par télédétection, un facteur d'émission différent devra être obtenu, rapportant les émissions attendues du brûlage de la masse végétale en question par unité de surface brûlée. Ce facteur d'émission devrait être multiplié par la superficie totale brûlée, comme indiqué par les données de télédétection, en utilisant l'équation suivante :

$$E_{AP(BB)} = EF_{(VT)} * A_{T(BB)} \quad (\text{Équation 5.10})$$

où :

$E_{AE(BB)}$ = émissions atmosphériques dues à la biomasse brûlée (tonnes d'émissions atmosphériques)

$EF_{(VT)}$ = facteur d'émission spécifique au type de végétation brûlée (tonnes d'émissions atmosphériques/unité km²)

$A_{T(BB)}$ = surface totale de la biomasse brûlée (total km² brûlés)

71. Le guide de l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques de l'EMEP/AEE traite du choix des méthodes d'estimation des émissions et fournit une description complète de l'approche par défaut de **niveau 1**, de l'approche spécifique à la technologie de **niveau 2** et de la modélisation des émissions de **niveau 3** et de l'utilisation des données des installations [55].

72. L'approche la plus simple (**niveau 1**) consiste à utiliser un seul facteur d'émission pour chaque polluant représentant l'émission par masse de déchets brûlés. Cette approche nécessite des données d'entrée sur la quantité de déchets par hectare de terres agricoles et sur la superficie totale. Le Guide comprend des tableaux avec des valeurs par défaut pour la quantité de déchets par hectare de terres agricoles arables, et certains facteurs d'émission typiques pour les dioxines, les HAP, les COV et le NH₃/NH₄ [1].

73. Le Compendium de l'OCDE [1] recommande les étapes suivantes pour l'estimation des émissions atmosphériques du BB :

Étape 1 : Déterminer quelles formes de brûlage agricole sont pertinentes pour la région étudiée et l'étendue des données disponibles sur les activités et les valeurs locales de charge de combustible, les facteurs d'émission et autres données ;

- Étape 2 : Décider des méthodes d'estimation à utiliser et collecter les données nécessaires ;
 Étape 3 : Calculer les émissions pour chaque sous-catégorie, puis les agréer selon les besoins ;
 Étape 4 : Désagréger spatialement et temporellement selon les besoins.

5.2.1.2 Rejets dans l'eau et le sol

74. Sundarambal et al. [56] ont étudié l'impact de la combustion de la biomasse sur la qualité des eaux océaniques en Asie du Sud-Est. Ils ont indiqué que les dépôts atmosphériques représentent une source importante et croissante de nutriments pour les écosystèmes d'eau douce et marins. Il se produit soit un « dépôt humide », soit un « dépôt sec » de particules et un « échange gazeux » entre l'air et l'eau. Blake and Downing [57] fournissent une vue d'ensemble et une évaluation des méthodes directes pour la mesure des dépôts atmosphériques de nutriments dans les eaux intérieures.

5.2.1.3 Commentaires sur la fiabilité

75. Le Compendium de l'OCDE [1] a souligné que, bien que les données d'activité sur les superficies des terres agricoles et les récoltes soient assez bonnes dans de nombreux pays, les estimations des déchets (ratios résidus/cultures) provenant des cultures sont souvent peu fiables. En particulier, certains facteurs d'émission (par exemple, les dioxines, les HAP en particulier) peuvent présenter un degré élevé d'incertitude. Pour les rejets dans l'eau, Blake et Downing [57] ont proposé de quantifier la contamination des échantillonneurs de dépôt par des matériaux tels que des insectes, des parties de plantes et des fientes d'oiseaux.

76. Les sources d'informations supplémentaires sont fournies à l'annexe III, appendice D

5.2.2 Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets provenant de l'utilisation d'engrais

5.2.2.1 Les données sur la consommation mondiale d'engrais chimiques (engrais azotés, potassiques et phosphatés) par pays, mesurée comme la quantité de nutriments végétaux utilisés par unité de terre arable (à l'exclusion des fumiers végétaux et animaux), se trouvent dans les données agricoles compilées par la Banque mondiale.

5.2.2.2 Émissions dans l'air

77. Les lignes directrices de l'UNITAR [5] et les compendiums de l'OCDE [1][6] fournissent une description détaillée des techniques d'estimation des émissions d'engrais dans l'air. L'ampleur des émissions de NH₃ dans l'atmosphère dépend de la composition chimique, notamment de la concentration de NH₃ de la solution d'engrais, de la température de la solution, de la surface du sol exposée à l'atmosphère et de la résistance au transport du NH₃ dans l'atmosphère.

Émissions de NH₃ et de NO

78. Selon le Compendium de l'OCDE [1], les émissions de NH₃ et de NO provenant des engrais azotés sont estimées à l'aide de l'équation de niveau 1 suivante :

$$E_{\text{polluant}} = A_{\text{engrais utilisés}} \cdot EF_{\text{polluant}} \quad (\text{Équation 5.11})$$

Où :

- E_{polluant} = quantité de polluant émise (kg a⁻¹),
 $A_{\text{engrais utilisés}}$ = quantité de N appliquée (kg a⁻¹),
 EF_{polluant} = EF du polluant (kg kg⁻¹).

79. L'équation 5.11 est appliquée au niveau national, en utilisant des données sur l'utilisation annuelle totale d'azote par les engrais au niveau national. Selon l'approche de **niveau 1** du Compendium de l'OCDE [1] ci-dessus, le facteur d'émission de NH₃ par défaut est dérivé d'une moyenne des facteurs d'émission par défaut pour les engrais azotés individuels pondérés en fonction de leur utilisation. Les facteurs d'émission sont exprimés en 0,05 kg de NH₃ kg⁻¹ d'engrais appliqué

pour le NH₃ provenant de l'engrais N, soit 0,05 kg de NH₃ kg⁻¹ d'engrais appliqué, et en 0,04 kg⁻¹ pour l'engrais NO appliqué, exprimé en NO₂ [1].

Émissions de CO₂

80. Les émissions de CO₂ des engrais à base d'urée sont estimées à l'aide de l'équation de niveau 1 suivante :

$$\text{Émission de CO}_2\text{-C} = M * EF \quad (\text{Équation 5.12})$$

Où :

Émissions de CO₂-C = émissions annuelles de C dues à l'application d'urée, en tonnes C par an⁻¹

M = quantité annuelle de fertilisation à l'urée, tonnes d'urée par an⁻¹

EF = facteur d'émission, tonne de C (tonne d'urée)⁻¹

81. Selon le compendium de l'OCDE [1], un facteur d'émission global de 0,20, qui équivaut à la teneur en carbone de l'urée sur une base de poids atomique, est appliqué à l'urée. Les émissions de CO₂-C doivent être multipliées par 44/12 pour être converties en CO₂.

82. Les émissions de CO₂ résultant de l'ajout de chaux carbonatée au sol sont estimées comme suit (Niveau 1) :

$$\text{Émission CO}_2\text{-C} = (M_{\text{Limestone}} * EF_{\text{Limestone}}) + (M_{\text{Dolomite}} * EF_{\text{Dolomite}}) \quad (\text{Équation 5.13})$$

Où :

Émission de CO₂-C = émissions annuelles de C dues à l'application de la chaux, en tonnes C par an⁻¹

M = quantité annuelle de calcaire (CaCO₃) ou de dolomite (CaMg(CO₃)₂), tonnes par an⁻¹

EF = facteur d'émission, tonne de C (tonne de calcaire ou de dolomite)⁻¹

83. Des facteurs d'émission globaux de 0,12 et 0,13 sont appliqués pour le calcaire et la dolomite, respectivement. Ils représentent les équivalents des teneurs en carbone carbonaté des matériaux. Les émissions de CO₂-C doivent être multipliées par 44/12 pour être converties en CO₂ [1].

5.2.2.3 Rejets dans l'eau et le sol

84. Les émissions et les rejets d'engrais dans l'eau dans les districts hydrographiques européens (RBD) sont attribués à l'aide du modèle GREEN du CCR pour les nutriments N et les nutriments P [1] [32] [58-59]. Les apports en nutriments provenant de l'agriculture sont estimés sur la base de la carte CORINE Land Cover¹⁹ et du taux de fertilisation par région NUTS2²⁰ et par type de culture. Les taux d'activité et les facteurs d'émission sont tous deux pris en considération dans les calculs du modèle. Les émissions de l'agriculture vers les eaux de surface estimées à l'aide de cette méthode sont ensuite réparties spatialement aux niveaux spatiaux des RBD et de leurs sous-unités (RBDSU) à l'aide de techniques SIG. Les données de substitution utilisées pour la répartition spatiale sont les données sur l'utilisation des terres, les taux d'application d'engrais provenant du modèle CAPRI (Common Agricultural Policy Regional Impact)²¹ et les statistiques démographiques [1].

85. Aux États-Unis, l'USGS [27] a réalisé des estimations des apports de nutriments à la surface du sol provenant des engrais, du fumier et des dépôts atmosphériques pour la période 1982-2001 dans le cadre du National Water-Quality Assessment Program. Les méthodes et techniques utilisées ainsi que des cartes détaillées sont fournies dans le rapport [27].

¹⁹ CORINE Land Cover map. url: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

²⁰ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background>

²¹ <https://www.capri-model.org/dokuwiki/doku.php?id=capri:concept:spatfert>

5.2.2.4 Commentaires sur la fiabilité

86. Le Compendium de l'OCDE [1] résume les principaux facteurs qui peuvent affecter la fiabilité des calculs des émissions et des rejets d'engrais dans l'air, l'eau et le sol. Le compendium souligne qu'étant donné que la superficie des cultures est probablement exacte à plus de $\pm 10\%$ dans la plupart des pays, le facteur d'émission représente la principale incertitude dans les calculs d'émissions pour les engrais.

87. Les émissions globales dans les mesures de NH_3 provenant des engrais minéraux sont d'environ $\pm 50\%$. Pour les estimations des émissions de NO , l'intervalle de confiance relatif de 95 % peut varier de -80% à $+406\%$. Par conséquent, l'incertitude globale peut être un facteur de quatre. En outre, pour les émissions de CO_2 provenant de l'urée ou du chaulage, il existe des incertitudes quant à la quantité d'urée ou de chaux appliquée aux sols et à la quantité nette de carbone provenant de l'urée ou du chaulage qui est émise sous forme de CO_2 . Les facteurs d'émission pour l'urée et la chaux ont une incertitude de -50% [1]. Il existe également des incertitudes liées à la détermination de la quantité nette de carbone ajoutée aux sols par la fertilisation à l'urée ou à la chaux qui est émise sous forme de CO_2 .

88. La fiabilité des données sur les activités dépend de l'exactitude des données sur la production, les ventes, l'importation/exportation et/ou l'utilisation des engrais. Étant donné que les données d'importation/exportation et de production comportent des incertitudes supplémentaires dues aux déductions concernant l'application, le Compendium de l'OCDE [1] suggère que les compilateurs d'inventaires puissent utiliser une approche conservatrice et supposer que toute l'urée ou la chaux disponible pour l'application ou achetée est appliquée sur les sols.

5.2.3 Techniques utilisées pour estimer les émissions et les rejets résultant de l'utilisation de pesticides

89. Les techniques et les méthodes pour estimer les rejets provenant de l'utilisation de pesticides sont décrites dans les lignes directrices de l'UNITAR [5] et de l'OCDE [1][6]. La Commission européenne a créé une base de données sur les pesticides qui fournit des informations complètes sur les substances actives utilisées dans les produits phytopharmaceutiques, les limites maximales de résidus (LMR) dans les produits alimentaires et les autorisations d'urgence de produits phytopharmaceutiques dans les États membres [60]. Selon le Compendium de l'OCDE [1], les émissions de pesticides sont potentiellement influencées par :

- La manière dont un pesticide est appliqué ;
- Si l'application a lieu dans des espaces fermés (serres) ou dans des champs ;
- La pression de vapeur du pesticide concerné ;
- Les additifs utilisés avec les pesticides afin d'augmenter leur absorption ;
- Les conditions météorologiques pendant l'application ; et
- La hauteur de la culture.

90. Le compendium a souligné que des données quantitatives sur tous les facteurs mentionnés ci-dessus sont nécessaires pour calculer précisément les émissions de pesticides. Cependant, dans la pratique, ce type de données n'est pas disponible. En outre, même les informations sur les méthodes d'application des pesticides sont rares et peu fiables. Pour cette raison, la méthode proposée dans le recueil suppose que l'application a lieu dans des conditions normales sur le terrain (c'est-à-dire qu'aucune mesure spécifique n'est prise pour éviter les émissions), avec une météorologie standard.

5.2.3.1 Émissions dans l'air

91. Les directives de l'UNITAR [5] soulignent que le solvant et le composé actif se vaporisent généralement et contribuent aux émissions de COV. Toutefois, la teneur en COV de la formulation peut varier sensiblement d'un produit à l'autre, car les formulations liquides de pesticides peuvent être des mélanges à base d'eau ou de solvant du composé actif.

92. Selon le Compendium de l'OCDE [1], les émissions atmosphériques dues à l'utilisation de pesticides peuvent être estimées à partir de la quantité de pesticides appliquée et d'un facteur d'émission (EF) comme suit :

$$E_{\text{pest}} = \sum m_{\text{pest}_i} * EF_{\text{pest}_i} \quad (\text{Équation 5.14})$$

Où :

E_{pest} = émission totale de pesticides (en t a⁻¹),
 m_{pest_i} = masse du pesticide individuel appliqué (t a⁻¹),
 EF_{pest_i} = Facteur d'émission (FE) pour chaque pesticide (kg kg⁻¹).

93. Les FE peuvent être dérivées de la pression de vapeur des pesticides, qui sont actuellement considérés comme le moyen le plus pratique d'estimer les émissions [1].

5.2.3.2 Rejets dans l'eau

94. Les facteurs qui déterminent le risque spécifique de l'utilisation des pesticides sur la pollution de l'eau comprennent [61-62] :

- Ingrédient(s) actif(s) dans la formulation du pesticide
- Les contaminants qui existent en tant qu'impuretés dans la ou les matières actives
- Les additifs qui sont mélangés à l'ingrédient ou aux ingrédients actifs (agents mouillants, diluants ou solvants, prolongateurs, adhésifs, tampons, conservateurs et émulsifiants)
- les composés formés au cours de la dégradation chimique, microbienne ou photochimique de l'ingrédient actif
- Demi-vie du pesticide : Plus le pesticide est stable, plus il met de temps à se décomposer et plus sa persistance est élevée. La demi-vie est propre à chaque produit mais varie en fonction de facteurs environnementaux et d'application spécifiques.

5.2.3.3 Rejets au sol

95. Tous les pesticides ont des propriétés de mobilité uniques, à la fois verticalement et horizontalement dans la structure du sol. Les herbicides résiduels appliqués directement sur le sol sont conçus pour se lier à la structure du sol.

96. Une fois qu'un pesticide est appliqué sur le sol, il suit l'une des trois voies suivantes : (i) l'adhésion aux particules du sol (principalement la matière organique et les argiles), (ii) la dégradation par des organismes et/ou des enzymes libres, et (iii) le déplacement dans le sol avec l'eau. À partir des données physico-chimiques d'adsorption, de mobilité et de dégradation obtenues en laboratoire, il est possible de prédire avec un haut degré de fiabilité le comportement des pesticides dans le sol [62]. L'OCDE a proposé plusieurs lignes directrices, dont l'adsorption [63], la dégradation [64] et la lixiviation [65].

5.2.3.4 Commentaires sur la fiabilité

97. Le Compendium de l'OCDE [1] a souligné que, bien que les données d'activité sur les surfaces agricoles et les récoltes puissent être assez bonnes dans de nombreux pays, les estimations des déchets (rapports résidus/cultures) provenant des cultures sont souvent peu fiables et, par conséquent, certains facteurs d'émission (par exemple, les dioxines, les HAP en particulier) peuvent présenter un degré élevé d'incertitude. Les directives de l'UNITAR soulignent que i) dans le cas des techniques d'estimation basées sur des données de résidus de pesticides générées par des programmes de surveillance, leur fiabilité et leur précision dépendront de la disponibilité et de l'exhaustivité des études locales de surveillance des pesticides [5]. La fiabilité et la précision des techniques d'estimation basées sur des modèles mathématiques sont discutées dans les sous-sections précédentes et dans [14][16].

98. Les sources d'informations supplémentaires sont fournies à l'annexe III, appendice E.

6. Conclusions

99. Ce document fournit une revue complète de la littérature sur les techniques et les méthodes appliquées pour l'estimation des émissions de sources non ponctuelles (diffuses) dans l'air et des rejets dans l'eau et le sol des secteurs agricoles de l'élevage et de la production végétale, y compris la fermentation entérique, la gestion du fumier, la gestion des aliments pour animaux (lixiviat d'ensilage), l'incinération sur place et l'élimination des animaux morts, la combustion de la biomasse, l'utilisation d'engrais et l'utilisation de pesticides.

100. Au cours du processus de recherche documentaire et de compilation des informations, il est apparu que :

- a. Les informations sur les émissions atmosphériques provenant des sources susmentionnées sont bien documentées ; et
- b. Les techniques d'estimation des rejets dans l'eau et la terre des sources agricoles diffuses susmentionnées sont plutôt limitées, car la collecte de données et l'estimation des charges de pollution de ces sources de pollution dans l'eau et la terre sont très complexes et nécessitent souvent l'intégration de facteurs scientifiques, technologiques, socio-économiques et éducatifs.

101. Aux fins du présent document, une vaste documentation évaluée par des pairs a été compilée et intégrée pour aider les parties contractantes à déterminer les méthodes et techniques les plus appropriées pour estimer les rejets potentiels de pollution provenant de ces sources non ponctuelles. Une vaste bibliographie et des informations supplémentaires contenant des recommandations pour d'autres sources d'information et des documents de recherche évalués par des pairs, particulièrement pertinents pour la région méditerranéenne, sont présentées à l'annexe III, appendices A à E, pour le bénéfice des parties contractantes.

102. Outre le fait qu'il intègre pour la première fois les informations disponibles, la valeur ajoutée de ce document réside dans :

- a. L'inclusion des lixiviats d'ensilage en tant que source de pollution diffuse dans le secteur de l'élevage intensif NBB/PRTR (tableau 2.1) et les techniques proposées pour estimer les rejets de cette source
- b. Introduire deux catégories de processus distinctes, par exemple « incinération sur place et élimination des cadavres d'animaux » (secteur de l'élevage) et « combustion de la biomasse » (secteur agricole) au lieu d'un seul processus « incinération des déchets agricoles ».

Annexe I
Caractéristiques des sources non ponctuelles (diffuses) issues de l'agriculture
(en anglais seulement)

A. Introduction

1. Characteristics of emissions and releases from the following agricultural processes: (i) Enteric Fermentation; (ii) Manure Management; (iii) Silage Leachate; (iv) Field burning of agricultural waste (disposal of livestock mortalities); (v) Crop Production including use of fertilizers; use of pesticides; and biomass burning are presented in the following sections.

B. Emissions from Enteric Fermentation

2. Enteric fermentation is a natural part of the digestive process in ruminant animals such as cattle, sheep, goats, and buffalo²². Microbes resident in the animal's digestive system or rumen, decompose and ferment food, and produce methane (CH₄) as a by-product. This CH₄ is exhaled or belched and expelled by the animal and accounts for the majority of emissions from ruminants [66-68]. The primary drivers affecting gaseous emissions are the number of animals and the type and quantity of feed consumed. The intensity of enteric methane emissions, and the potential to reduce these emissions, varies greatly across regions and production systems due to different regional conditions, and farming management practices [66]. Moss et al. [69] reported that in the EU, approximately two-thirds of annual regional methane emissions - amounting to some 6.8 million tonnes - have been attributed to enteric fermentation in ruminants. In the New Zealand, where grazing ruminants dominate the agrarian landscape, enterically generated methane accounts for 97.6% of CH₄ emissions from the agricultural sector, and 85.6% of all anthropogenic CH₄ discharges [67]. Gibbs et al (2001) provided a thorough overview of emissions from enteric fermentation, including methodologies to estimate methane emissions [68]. A comprehensive review of enteric fermentation process, different methods to estimate the emissions from enteric fermentation and their contribution to a global methane budget has been conducted by Thorpe (2009) [67].

C. Emissions and releases from Manure Management

Emissions to Air

3. Manure generated from farming of animals and intensive livestock production contains substantial quantities of inorganic nitrogen (N), carbon (C), and water which are the crucial substrates required for the microbial production of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄). These greenhouse gases can be generated and emitted at each stage of the manure management including the livestock buildings, manure storage facilities, manure treatment and manure spreading to land [69-71]. The contribution of manure management to total national agricultural emissions of N₂O and CH₄ varies, however Chadwick et al [70] highlighted that it can exceed 50% in countries reporting to the UNFCCC.²³ They also provided a comprehensive review of N₂O and CH₄ emissions at each stage of manure management process [70].

Releases to water and land

4. Animal waste, including manure has serious implications for water quality. The most common pathway for contaminant (nutrients, pathogens, veterinary antibiotics and pathogens) transport is through runoff from open barnyards and feed lots, manure and feed storage units and land application. When applied to land, all contaminants contained in animal manure can travel and get transported and released to water and land via surface water runoff, soil erosion, drainage or leaching [72-74].

²² Pigs are not included because they are monogastric, meaning they have one major stomach compartment and rely primarily on enzymes for digestion. This is in contrast to ruminants, which have three pre-stomach chambers devoted to fermentation of feedstuffs and an enzymatic stomach as well (<https://extension.oregonstate.edu/node/99076/printable/print>).

²³ <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2009>

5. In the last 15 years veterinary medicines (antibiotics, vaccines and hormones), emerged as a new class of agricultural pollutants. Detailed information on these pollutants releases to water and their impact on the ecosystems, human health and the environment globally can be found in the Reports published by the Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations Rome and joined publication of FAO and the International Water Management Institute (IWMI) [73-74].

Effects on the environment

6. Each of the above-described processes have adverse effects on the environment and human health. For example, the accumulation of nutrients from fertilizers and manure application to land, and animals farming (runoff from manure and feedlots) is a principal cause of nutrient enrichment (eutrophication) of lakes and coastal waters [2][75]. Eutrophication has many detrimental impacts on the environment, health (animal and human) and the economy. These were recently reviewed by Drizo [2] and include: i) intensified growth and production of algae, cyanobacteria (blue-green algae) and aquatic plants, commonly referred to as “harmful algal blooms (HABs)” which results in reducing oxygen content of water and hypoxia, loss of biodiversity, and fish kills; ii) excretion of toxins that may seriously affect human health. For example, the well-known blue-baby syndrome in which high levels of nitrates in water can cause methemoglobinemia; a potentially fatal illness in infants. Moreover, recent studies revealed that most cyanobacteria produce the neurotoxin beta-N-methylamino-L-alanine (BMAA) which was linked with the development of neurodegenerative diseases (Alzheimer's and Parkinson's diseases, and Amyotrophic Lateral Sclerosis (ALS)); and iii) diminishing of potable water supplies, reduction in property values, tourism and recreation leading to considerable economic losses. In addition, there is an increasing evidence that Global Climate Change will promote cyanobacterial growth and intensify algal blooms at much larger scales, further diminishing water availability and potable water supplies [2].

D. Silage Leachate

7. Silage is a type of feed made from green foliage crops which have been preserved by acidification, achieved through fermentation. It is used to feed domesticated livestock, such as cattle, sheep and other ruminants. Silage leachate (effluent) is generated from the moisture that either drains out of forage material (during or after the ensiling process) or from external water that comes into contact with and flows through the silage—or from a combination of both of these sources. It is about 200 times more polluting than raw domestic sewage, and is the most toxic waste streams on farm, containing large concentrations of organic compounds and nutrients [40][76-77]. Gebrehanna et al [76] provide an excellent summary of biochemical characteristics of silage effluent reported in the literature. A typical effluent can contain 12,000-90,000 mg/L biochemical oxygen demand (BOD), 300- 600 mg/L phosphorus (P), 800 to 3,700 mg/L organic N, and 350-700 mg/L ammonium (NH₃-N). It also has a very low pH, ranging from 3.5 to 5.5.

E. Field burning of agricultural waste (disposal of livestock mortalities)

8. Animal farming systems generate a significant volume of mortalities that need to be disposed of safely, practically and economically. The most widely utilised methods for disposal of on-farm mortalities have been burial and to a lesser extent, burning. However, the implementation of the European Union (EU) Animal By-Product Regulations (1774/2002)²⁴ forbade these practices within the EU due to fears that infectious agents may inadvertently enter both the human food and animal feed chains and water pollution. Thus, the main disposal route became incineration (either on or off-farm) [52][78-79]. However, the emissions of gases and particulates resulting from incineration of animal carcasses may contain chemicals and other toxins and create air pollution. Incineration is known to release toxic wastes containing dioxin, mercury, lead, and other harmful substances into the air as waste is burned, to emit particle pollution, to produce toxic ashes, and to contaminate local soil

²⁴ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32002R1774>

and vegetation [52][80]. Gwyther et al. [52] conducted a comprehensive review of the legislation and environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods.

F. Crop Production

Use of fertilizers

9. Farmers and agricultural producers apply millions of tons of chemical fertilizers and manure to improve crop yields. The global use of fertilizers increased 19-fold in the last century, with global use of P fertilizers increasing from about 873 million tonnes in 1913 to about 16 591 million tonnes of P in the late 1980s [33][81-82]. There is a vast variety in the type and rates of application and many fields may receive a mix of manure/fertilizer types in several applications over a single growing season. For example, grassland fields sometimes receive 10 times more dairy manure volume than fields receiving poultry or swine manure [82][2]. Similar to releases of contaminants from manure (Section 1.1.2.2) when fertilizers are applied to land, the main pathways of contaminants transport and releases to water and land are surface water runoff, soil erosion, drainage and leaching [33][81-82]. The World Bank provides a comprehensive list of data on the global chemical fertilizer (nitrogenous, potash, and phosphate fertilizers) consumption per country, measured as the quantity of plant nutrients used per unit of arable land (excluding plant and animal manures).²⁵ They also provide information on land surface area [83], percent of arable land and annual fertilizer consumption (kg/ha).²⁶ Based on World Bank data^{26,27}, the total annual fertilizer consumption in the Mediterranean region is (12 x 10⁶ tons). Of these, 78.3% is used in France (3 x 10⁶ tons) followed by Turkey (2.8 x 10⁶ tons), Egypt (1.81 x 10⁶ tons) and Spain (1.77 x 10⁶ tons).

Use of pesticides

10. A pesticide is defined as any active substance or mixture used to eradicate unwanted organisms, or pests, including weeds, insects, fungi, bacteria, and rodents. Agriculture accounts for approximately 85 percent of all pesticide use. They are mainly used before or after harvest to protect and preserve crops, orchards and other plants or plant products, and to influence their growth. However, they are also used to suppress pests in confined animal farm operations (CAFOs). Therefore, the main transport and pathways of contaminants (contained in pesticides) releases to water and land are the same as those described for manure and fertilizers (Section 1.1.2) e.g., surface runoff from open lots, soil erosion, drainage and leaching [84-85]. However, unlike manure and fertilizers, pesticides are also applied on crops, fruit, vegetables and other plants and therefore are also transported in a food chain. As most pesticides are potentially toxic to humans causing both acute and chronic health effects, depending on the quantity and ways in which a person is exposed, their overuse represents a high risk to human health [84-86].

11. Pesticide can be applied in both liquid and solid form: as concentrates, solutions, aerosols, and gas; and as dusts, granules, and powders. They are generally categorized on the basis of the type of pest they are primarily designed to target, the main types of pesticides in worldwide use being herbicides (40 percent), insecticides (33 percent), and fungicides (10 percent) [84-85].

12. An extensive database of pesticides uses per area of cropland (kg/ha) for the period 1990 to 2018 has been compiled by FAO.²⁷ It shows that in Mediterranean region, Malta is the top user (8.6 kg/ha) followed by Italy (5.9 kg/ha) and France (4.4 kg/ha). The EU Pesticides Database [60] assists users to search for information on active substances used in plant protection products, maximum

²⁵ World Bank (2021a). Fertilizer consumption (kilograms per hectare of arable land).

<https://data.worldbank.org/indicator/AG.CON.FERT.ZS>, accessed 19th January 2021.

²⁶ World Bank (2021b). Arable land (% of land area). url: <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.ARBL.ZS>, accessed 19th January 2021.

²⁷ FAOSTAT. Pesticides indicators. url: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/EP/visualize>

residue levels (MRLs) in food products, and emergency authorisations of plant protection products in Member States.

13. The adverse effects of agricultural use of pesticides on water quality, human health and ecology have been documented for the past 25 years [3] [61-62][84-86]. Their effects depend not only on how heavily they are applied, but also on their toxicity and persistence in the environment, their handling, and the exposure of non-target organisms [85]. Pesticide accumulation in water and the food chain, with demonstrated detrimental effects on humans, led to the widespread banning of certain broad-spectrum and persistent pesticides (such as DDT and many organophosphates), but some such pesticides are still used in poorer countries, causing acute and likely chronic health effects [84].

Biomass burning

14. Biomass burning (BB) is a significant air pollution source, with global, regional and local impacts on air quality, public health and climate, globally. Agricultural residues burning emits significant amounts of greenhouse gases (CO₂, CH₄, CO and hydrocarbons); other gaseous pollutants such as SO₂ and NO_x; and smoke particles which can carry carcinogenic substances with a wide size distribution [87]. Koppmann et al. [88] and Reid et al. [89-90] made a comprehensive description of biomass-burning particles properties and their emissions impacts on air quality, health and climate. A number of researchers investigated the effects of biomass burning on air pollution in Mediterranean [91-95].

Annexe II
Sources diffuses / diffuses inventaires de la pollution approches pour estimer les émissions de sources diffuses (diffuses) dans l'air, l'eau et les terres provenant de l'agriculture (en anglais seulement)

A. Background

15. Sources of pollution inventories have been long established and documented. Economopoulos and the World Health Organization (WHO) described early approaches for rapid source inventory techniques for assessment of air, land and water pollution, and their use in formulating environmental control strategies nearly three decades ago [96]. UNITAR published Guidance for estimating pollution from non-point (diffuse) source emissions in 1998 [5]. They highlighted that estimation techniques for this type of sources requires different types of data and approaches compared to point sources and may include statistical data on economic activities, demographic data, remote sensing data, emission factors and engineering data; tools may include geographical information systems (GIS) and computer models (e.g., hydrology/water flow models, transportation models and others). The Guidance [5] further suggested to construct appropriate emission factors which are linked to source parameters that are known or easily obtained. For example, in the case of agriculture, the parameters could include the size and composition of cultivated area, the quantity of pesticide or fertilizer use and the locations where these chemicals are applied. In this manner, one can perform a reasonable estimate of aggregate emissions arising from non-point or diffuse sources of certain pollutants starting from simple, known parameters that are readily measured or obtained for each source type.

16. The OECD Resource Compendia of PRTR release estimation techniques provide updated description of aims and uses of emissions inventories [1][6]. The documents underline that while there are many types of inventories in OECD countries, in general, those that include non-point (diffuse) sources are usually not integrated across the environmental media, but relate to a specific environmental medium (i.e., to air, water or land). Additionally, they often apply to smaller geographic regions and are defined by jurisdictional or administrative boundaries, urban airsheds or catchments [1]. The regulatory and community right-to-know generally focus on point source emissions while government planning, policy development and reporting tools usually include both point and non-point sources and may have more restricted pollutant lists than inventories developed for the purposes of community right-to-know [1].

B. Overview of approaches for inventories on non-point (diffuse) source discharges to air from agriculture

17. The LBS Protocol stipulates the Contracting Parties to submit reports containing information on: (i) monitoring data and (ii) quantities of pollutants discharged from their territories (Article 13, para 2). The Contracting Parties agreed on development of NBB for this purpose to serve as “the monitoring tool” and to track progress, on a five-yearly basis, of discharged loads of pollutants reflecting the effectiveness of measures taken to reduce and prevent pollution from LBS. To assist countries, an updated NBB guideline was developed in 2015 (UNEP(DEPI)/MED WG.404/7 Annex IV, Appendix B, Page 11)⁷.

18. Air inventories and methodologies for estimating emissions from non-point (diffuse) sources to air are well established and documented [1][5-6][96]. For example, Economopoulos and the WHO [96] suggested system analysis approach which consists of the analysis of existing problems, the identification of the most critical ones, setting of pollution control objectives and development of strategies to meet these objectives. However, their guide does not include approaches for non-point (diffuse) sources.

19. The OECD Compendiums [1][6] provide an exhaustive overview of approaches for air inventories. These inventories highlight the most common generic approaches relevant to non-point source air inventories which include:

- Emission factors (based on test data or surveys of manufacturers);
- Materials balance (assumes that all solvent in a product evaporates);
- Fuel analysis (assumes complete conversion of S to SO₂ during combustion); and

- Emission estimation models (empirically derived sets of equations to estimate emissions, e.g., MOVES, COPERT 5).

20. For guidance on survey methods, the Compendia recommend Australian National Pollutant Inventory (NPI) Emission Estimation Technique (EET) manual for Aggregated Emissions from Domestic Lawn Mowing [97]. However, this manual does not discuss nor provide any estimation techniques for emissions caused by agriculture non-point (diffuse) pollution sources and processes listed in Table 5.1. To compile an emission inventory, all relevant sources of the pollutants should be identified and quantified. For further guidance we recommend the following documents:

- The UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) website²⁸. It provides a technical forum and expert network to harmonise emission factors, establish methodologies for the evaluation of emission data and projections and identify problems related to emissions reporting. It also offers the information on various resources and guidance documents are available to assist national emission inventory compilers with development, improvement and reporting of national emission inventories.
- IPCC (2019)²⁹. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management [10].
- Canada's Air Pollutant Emissions Inventory Report 2020: annex 2. The report describes approaches and methods used for the estimates of NH₃ emissions from Canadian livestock, emissions calculations for annual cattle, sheep, swine and other livestock populations, emissions emitted when synthetic fertilizers are applied for annual and perennial crop production³⁰.

C. Overview of approaches for inventories on non-point (diffuse) source discharges to water from agriculture

21. Techniques for estimating non-point (diffuse) sources releases to water are generally incorporated into empirical, conceptual and/or physics-based catchment models. Most of these models require spatial data on land use coverage, amount of fertilizer used, livestock numbers are other data [1][6].

22. The US EPA National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture provides a detailed guide of load estimation techniques through monitoring and modelling of pollutant load [14]. Loading models include techniques which are primarily designed to predict pollutant movement from the land surface to waterbodies and are categorized as (a) watershed loading models, (b) field-scale models, and (c) receiving-water models. Of these, field-scale models are most frequently used in agricultural systems [48]. More recently, USA EPA developed a document that describes and catalogues tools that are currently in use to estimate nitrogen, phosphorus, and sediment losses and identifies the uses for which these tools are most appropriate to achieve watershed protection [15].

23. In Europe, the European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) promulgated by the Regulation No 166/2006³¹ stipulates that E-PRTR database must include releases of pollutants from diffuse sources where available [16]. When such data are not available, the European Commission is required to take actions to initiate reporting on these sources. In the last 15 years

²⁸ <https://www.tfeip-secretariat.org/guidance-and-resources-1>

²⁹ <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>

³⁰ <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/publications/emissions-inventory-report-2020/annex-2-4.html>

³¹ <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2006/166/2009-08-07>

several international activities were initiated by the Commission and the European Environmental Agency (EEA) to stimulate and facilitate reporting on diffuse sources. One of these projects was “Diffuse water emissions in E-PRTR Project” completed in 2013 is of particular relevance as the researchers 1) gathered available data on diffuse releases to surface water with data sets available up to 2009; 2) proposed alternative estimation methods where emission data are not available on the European scale; 3) developed a methodology to derive disaggregated spatial data to obtain geographical information system layers; 4) derived gridded emission map layers covering all EU27 Member States and the EFTA countries (Switzerland, Liechtenstein, Norway and Iceland) for the selected sectors and pollutants with the highest resolution possible [16].

D. Overview of approaches for inventories on non-point (diffuse) source discharges to land from agriculture

24. Compared to the available information for air and water, the information on the methodologies for estimates of the non-point (diffuse) source discharges on land is limited. Wierl et al [98] described several sources and methods used in the watershed in Wisconsin, USA which can be applied to other regions. These included: nonpoint-source control plans, field inventories, conservation plans for farm operations, county databases, and other agricultural management agencies. Watershed descriptions were developed for each of the evaluation monitoring watersheds and include information on location, climate, soil types, topography, nonpoint pollution sources, and surface-water resources. The land-use inventory team identified and quantified agricultural sources of pollutants, which included barnyard-animal waste, streambank erosion, upland soil loss, and manure spreading [98]. Lokupitiya and Paustian [99] provide a comprehensive description of methodologies and approaches for estimating GHG emissions and removals in agricultural soils.

25. For further guidance, the following documents are recommended:

- **European Commission (2016). *Soil Threats in Europe. JRC Technical Report* [100].** This report provides comprehensive information on the major soil threats in Europe. It also includes definition of the soil threat and processes involved, state of the soil degradation, drivers/pressures (including climate, human activities, policies), key indicators and effects of the soil threat, and effects of the soil threat on soil functions.
- **OECD (2020). *Resource Compendium of PRTR release estimation techniques, Part II: Summary of Diffuse Source Techniques, Series on Pollutant Release and Transfer Registers No. 19. ENV/JM/MONO (2020)30* [1].** This is the most recent Compendium of PRTR release estimation techniques which provides the most comprehensive, up-to-date information available on diffuse source techniques to estimate emissions and releases to air, water and land.
- **Xiang, C., Wang, Y. and Liu, H. (2017). *A scientometrics review on nonpoint source pollution research. Ecological Engineering 99: 400–408* [17].** This paper provides insights and global trends in non-point source pollution research. 3246 journal articles on nonpoint source pollution were retrieved from the SCI-E and SSCI databases for the 14 years period (2001 to 2015).

E. Accuracy and uncertainty

26. The quality of inventories is influenced by a number of factors including accuracy (the measure of ‘truth’ of a measure or estimate); comparability (between different methods or datasets); completeness (the proportion of all emissions sources that are covered by the inventory); and representativeness (in relation to the study region and sources of emissions) [1].

27. The feasibility and level of accuracy of non-point (diffuse) source emissions sources is determined by the types and quality of available information [5]. The UNITAR Guidelines highlighted that the availability of information needed vary greatly between countries and for different regions

within a country. Therefore, the evaluation of availability and accuracy of information is a key when considering types of non-point (diffuse) to be included in the national PRTR system [5].

28. In discussing the accuracy and uncertainty, the OECD Compendium [1] points out definitions of accuracy and confidence described in the EEA Guidebook 2016 (updated in 2019) [101]. The Compendium highlights the fact that although the “truth” for any specific emission rate or magnitude is seldom known, the emissions can be estimated with both confidence and reliability. While confidence in inventory estimates does not make them accurate or precise, it assists in the development of a consensus that the data can be incorporated into the inventory [1]. The USEPA highlighted that prediction uncertainty is caused by natural process variability, and bias and error in sampling, measurement, and modeling [14]. A comprehensive description of uncertainties which may occur in the National Greenhouse Gas Inventories is provided in chapter 3 of the IPCC Refinement 2019 to the 2006 IPCC Guidelines [102].

29. According to the OECD Compendia [1][6], errors or uncertainty in the preparation of the inventories may include: 1) Emission factors (which do not reflect real life conditions); 2) Activity data that do not adequately reflect the study region (scaling down national or state activity data to smaller regions always results in decreased accuracy); 3) Spatial and temporal disaggregation may introduce errors that are difficult to quantify; 4) Sample surveys may be subject to sampling errors.

F. Quality control and quality assurance

30. The IPCC Refinement 2019 to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories provides a comprehensive description of the quality assurance/quality control (QA/QC) and verification in chapter 6 [103]. These are also relevant to inventories of non-point (diffuse) sources to water and land. The IPCC Guidelines document highlights the fact that a QA/QC and verification system contribute to the objectives of good practice in inventory development, and in particular to the improvements in transparency, consistency, comparability, completeness, and accuracy of inventories. It also provides definitions of QC, QA, and verification (Box A.1):

Box A.1.: Definitions of QA/QC and Verification

Quality Control (QC) is a system of routine technical activities and procedures to assess and maintain the quality of the inventory as it is being compiled and is compiled by the inventory team. The QC system is designed to: (i) Provide routine and consistent checks to ensure data integrity, correctness, and completeness; (ii) Identify and address errors and omissions; and (iii) Document and archive inventory material and record all activities. QC activities comprise general methods such as accuracy checks on data acquisition and calculations, and the use of approved standardised procedures for emission and removal calculations, measurements, estimating uncertainties, archiving information and reporting. QC activities also include technical reviews of categories, activity data, emission factors, other estimation parameters, and methods.

Quality Assurance (QA) is a system of review procedures conducted by independent third parties. The purpose of reviews is to verify that measurable objectives (data quality objectives) are met, and to ensure that the inventory represents the best possible estimates of emissions and removals given the current state of scientific knowledge and data availability, and support the effectiveness of the QC programme.

Verification refers to the collection of activities and procedures conducted during the planning and development stage, or after the completion of an inventory that can help to establish its reliability for the intended applications of the inventory.

31. The OECD Compendiums [1][6] also provide summary of QA/QC. They highlight the importance of proper documentation, which ensures reproducibility, transparency and assists future inventory updates. Documentation should include all raw data used, assumptions, steps in calculations,

and communications with data providers and QA/QC processes. Important missing data (e.g., missing pollutants, missing source types) also need to be acknowledged and documented [1][6].

Annexe III
Informations supplémentaires et bibliothèque en ligne classées dans les annexes A à E
(en anglais seulement)

Appendix A

Sources of Further Information on Techniques used to estimate methane releases from Enteric Fermentation to Air

International

- IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Gavrilova, O., Leip, A., Dong, H., MacDonald, J.D., Bravo, C.A.G., Amon, B., Rosales, R.B., del Prado, A., de Lima, M.A., Oyhantçabal, W, van der Weerden, T.J. and Widiawati, Y. (eds). Volume 4 General Guidance and Reporting. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Published: IPCC, Switzerland. url: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>

This document provides updated data on Tier 1 enteric fermentation factors for cattle and buffalo for each region of the World (Table 10.11) [ref 10].

US

- US EPA (1995-2018), Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I, Stationary Point and Area Sources, AP-42 (United States Environmental Protection Agency, North Carolina, US), Chapter 14, Section 4: Enteric Fermentation – Greenhouse Gases, <http://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch14/final/c14s04.pdf>

Canada

- Basarab, J.A., Okine, E.K., Baron, V.S., Marx, T.H., Ramsey, P., Ziegler, K., and Lyle, K.L. (2005). Methane emissions from enteric fermentation in Alberta's beef cattle population: A model methodology for Canada. *Canadian Journal of Animal Science*, 85(4), pp. 501-512 [ref 104].
- Karimi-Zindashty, Y., MacDonald, J.D., Desjardins, R.L., Worth, D.E., Hutchinson, J.J., and Vergé, X.P.C. (2012). "Sources of uncertainty in the IPCC Tier 2 Canadian livestock model.", *Journal of Agricultural Science*, 150(5), pp. 556-569. Doi : 10.1017/s002185961100092x [ref 105]

Australia

- Lines-Kelly, R. (2014). Enteric methane research: A summary of current knowledge and research. Published by the New South Wales Department of Primary Industries. url: https://www.dpi.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0011/532694/ag-resources-climate-enteric-methane.pdf [ref 106]

Mediterranean Region

- Córdor, R.D, Valli, L., De Rosa, G., Di Francia, A. and De Lauretis, R. (2008). Estimation of the methane emission factor for the Italian Mediterranean buffalo. *Animal* 2(8):1247-1253. <https://doi.org/10.1017/S1751731108002292> [ref 107]
- Ammar, H., Abidi, S., Ayed, M., Moujahed, N., deHaro Martí, M.E., Chahine, M., Bouraoui, R., López, S., Cheikh M'hamed, H. and Hechlef, H. (2020). Estimation of Tunisian Greenhouse Gas Emissions from Different Livestock Species1. *Agriculture* 10: 562-579. doi:10.3390/agriculture10110562. [ref 108]
- Ibidhi, R., & Calsamiglia, S. (2020). Carbon Footprint Assessment of Spanish Dairy Cattle Farms: Effectiveness of Dietary and Farm Management Practices as a Mitigation Strategy. *Animals: an open access journal from MDPI*, 10(11), 2083. <https://doi.org/10.3390/ani10112083> [ref 109]
- Koch, J., Dayan, U. and Mey-Marom, A. (2000). Inventory of Greenhouse Gaseous Emissions Israel. *Water Air and Soil Pollution* 123(1):259-271. DOI: 10.1023/A:1005271424293 [ref 110]
- Ersoy E, Ugurlu A. The potential of Turkey's province-based livestock sector to mitigate GHG emissions through biogas production. *Journal of Environmental Management*. 2020 Feb;255:109858. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109858. [ref 111]

- Grossi, G., Vitali, A., Lacetera, N., Danieli, P. P., Bernabucci, U., & Nardone, A. (2020). Carbon Footprint of Mediterranean Pasture-Based Native Beef: Effects of Agronomic Practices and Pasture Management under Different Climate Change Scenarios. *Animals: an open access journal from MDPI*, 10(3), 415. <https://doi.org/10.3390/ani10030415> [ref 112]

APPENDIX B***Sources of Further Information on Techniques used to estimate emissions and releases from Manure management***International

- Boezeman, D., Wiering, M. and Crabbé, A. (2020). Agricultural Diffuse Pollution and the EU Water Framework Directive: Problems and Progress in Governance. Editorial to the MDPI Special Issue “Water Quality and Agricultural Diffuse Pollution in Light of the EU Water Framework Directive”. *Water* 12 2590: doi:10.3390/w12092590 [ref 113]
- Tao, Y., Liu, J., Guan, X., Chen, H., Ren, X., Wang, S., Ji, M. (2020). Estimation of potential agricultural non-point source pollution for Baiyangdian Basin, China, under different environment protection policies. *PLoS One* 15(9): e0239006. Published online 2020 Sep 22. doi: 10.1371/journal.pone.0239006 [ref 22].

Europe

- Preux, D. and Fribourg-Blanc, B. (2005). Overview of emissions to water - existing data collections. European Topic Centre on Water. url: https://unstats.un.org/unsd/environment/envpdf/pap_wases4b1france.pdf [ref 18].
- Special Issue "Water Quality and Agricultural Diffuse Pollution in Light of the EU Water Framework Directive", https://www.mdpi.com/journal/water/special_issues/Water_Framework_Directive_Pollution

USA

- Richards, R.P. (1998). Estimation of Pollutant Loads in Rivers and Streams: A Guidance Document for Nonpoint Source Pollution (NPS) Programs. url: <http://abca.iwebsmart.net/downloads/Richards-1998.pdf> [ref 24]
- US EPA (2003). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Chapter 7: Load Estimation Techniques. url: <https://www.epa.gov/nps/national-management-measures-control-nonpoint-source-pollution-agriculture> [ref 14].
- IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Gavrilova, O., Leip, A., Dong, H., MacDonald, J.D., Bravo, C.A.G., Amon, B., Rosales, R.B., del Prado, A., de Lima, M.A., Oyhantçabal, W., van der Weerden, T.J. and Widiawati, Y. (eds). Volume 4 General Guidance and Reporting. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Published: IPCC, Switzerland. url: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html> [10]US EPA (2018). Nutrient and Sediment Estimation Tools for Watershed Protection. url: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-08/documents/loadreductionmodels2018.pdf> [ref 15].
- US EPA (2003). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Chapter 6: Monitoring and Tracking Techniques. url: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap6.pdf> [ref 25]

Mediterranean Region

- Loyon, L. (2018). Overview of Animal Manure Management for Beef, Pig, and Poultry Farms in France. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2:36. doi: 10.3389/fsufs.2018.00036 [ref 114]
- Velthof, G. L., Lesschen, J. P., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., et al. (2014). The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. *Sci. Tot. Environ.* 468–469, 1225–1233. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.058 [ref 115]
- Webb, J., Sommer, S., Kupper, T., Groenestein, K., Hutchings, N., Eurich-Menden, B., et al. (2012). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of

solid manures. *Agroecology and Strategies for Climate Change*, ed E. Lichtfouse (Springer): 67–107 [ref 116].

APPENDIX C

Sources of Further Information on Techniques used to estimate releases from Silage leachate

International

- Bernardes, T. F., Daniel, J. L. P., Adesogan, A. T., McAllister, T. A., Drouin, P., L., Nussio, G., Huhtanen, P., Tremblay, G. F., Bélanger, G. and Cai, Y. (2018). Silage review: Unique challenges of silages made in hot and cold regions. *Journal of Dairy Science* 101:4001–4019. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13703> [ref 48].
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K. and Misopolinos, N. (2002). Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 137–146 [ref 117].

Europe

- Špulerová, J., Kruse, A., Branduini, P., Centeri, C., Eiter, S., Ferrario, V. et al. (2020). Past, Present and Future of Hay-making Structures in Europe. *Sustainability* 11, 5581. doi:10.3390/su11205581 [118].

US

- Holly, M.A., Larson, R.A., Cooley, E.T. and Wunderlin, A.M. (2018). Silage storage runoff characterization: Annual nutrient loading rate and first flush analysis of bunker silos. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 264: 85 – 93 [ref 40].
- Mitchell, R., Bolinger, D. and Rector, N. (2002). Controlling Silage Leachate. *Comprehensive Nutrient Management Plan Providers Course*. url: <https://maeap.org/wp-content/uploads/2019/03/SilageLeachateManagement.pdf> [ref 119]
- US EPA (2003). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Chapter 6: Monitoring and Tracking Techniques. url: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap6.pdf> [ref 25]

Canada

- Gebrehanna, M.M., Gordon, R.J., Madani, A., VanderZaag, A.C. and Wood, J.D. (2014). Silage effluent management: A review. *Journal of Environmental Management* 143:113-122 [ref 76].
- Bray, D. and Ward, D. (2020). Managing Silage Effluent. OMARFA Fact Sheet. #20-039| AGDEX 732/50| June 2020. url: <https://files.ontario.ca/omafra-managing-silage-effluent-20-039-en-02-07-2020.pdf> [ref 49].

APPENDIX D

Sources of Further Information on Field burning of agricultural waste (Biomass Burning)

International

- Markaki, Z., Oikonomou, K., Kocak, M., Kouvarakis, G., Chaniotaki, A., Kubilay, N., and Mihalopoulos, N. (2003). Atmospheric deposition of inorganic phosphorus in the Levantine Basin, eastern Mediterranean: spatial and temporal variability and its role in seawater productivity. *Limnology and Oceanography* 48: 1557-1568 [ref 95].
- IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Volume 1 General Guidance and Reporting. Chapter 3: Uncertainties. Published: IPCC, Switzerland. url: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol1.html> [ref 102]

Europe

- EMEP/EEA (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. EEA Report No 13/2019. Published 17th October 2019. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019> [ref 101].
- Webb, J., Hutchings, N. and Amon, B. (eds) (2019). 3.F Field burning of agricultural wastes. https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/REO2CVQ0WT. In: EMEP/EEA (2019). Air pollutant emission inventory guidebook 2019 [ref 55].
- DEFRA (2002). Atmospheric Emissions from Small Carcass Incinerators. DEFRA / WA0806 Report. url: <https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/aeat-env-r-0920.pdf> [ref 54].

US

- US EPA (1999). Methods for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Burning of Agricultural Crop Wastes, Chapter 11 from Volume VIII of EIIP Document Series, prepared by ICF Consulting, US (United States Environmental Protection Agency, North Carolina, US). <https://p2infohouse.org/ref/17/ttn/volume08/viii11.pdf>. [ref 120]

APPENDIX E

Sources of Further Information on Techniques used to estimate emissions and releases from the use of Pesticides

International

- Larramendy, M.L. and Soloneski, S. (2019) (eds). Pesticides - Use and Misuse and their Impact in the Environment. DOI: 10.5772/intechopen.78909 [ref 62].

Europe

- European Commission (2021). EU Pesticides Database. url: https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-db_en [ref 60]

US

- Milton, T.D. (2020). Pesticide Rate and Dosage Calculations. University of Georgia Extension Special Bulletin 28. Georgia Pest Management Handbook—2020 Commercial Edition. url: <https://extension.uga.edu/content/dam/extension/programs-and-services/integrated-pest-management/documents/handbooks/2020-pmh-chapters/PesticideRate-Dosage.pdf> [ref 121].

Annex IV
Bibliographie

Bibliography

- [1] OECD (2020). Resource Compendium of PRTR release estimation techniques, Part II: Summary of Diffuse Source Techniques, Series on Pollutant Release and Transfer Registers No. 19. ENV/JM/MONO (2020)30. Published 25th November 2020.
- [2] Drizo, A. (2019). Phosphorus Pollution Control: Policies and Strategies pp. 176. Wiley-Blackwell, October 2019. ISBN: 978-1-118-82548-8. |url: <https://www.wiley.com/en-us/Phosphorus+Pollution+Control%3A+Policies+and+Strategies-p-9781118825426>
- [3] Novotny, V. (1999). Diffuse Pollution from Agriculture – A Worldwide Outlook. Water Science and Technology 39(3): 1-13.
- [4] Novotny, V. (2005). Diffuse Pollution from Agriculture in the World. Proceedings European Commission Workshop "Where do the fertilizers go?" held in Ispra, Italy, June 28-29, 2005
- [5] UNITAR (1998). UNITAR Series of PRTR Technical Support Materials - No. 3. Guidance on Estimating Non-point Source Emissions. url: https://cwm.unitar.org/cwmplatformscms/site/assets/files/1264/prtr_tech_support_3_nov2003.pdf
- [6] OECD (2003). Resource Compendium of PRTR Release Estimation Techniques. Part 2: Summary of Diffuse Source Techniques. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Pollutant Release and Transfer Registers No. 6. ENV/JM/MONO (2003)14. Published 11th September 2003. url: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono\(2003\)14&dclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono(2003)14&dclanguage=en)
- [7] UNFCCC (2021). Reporting requirements. url: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/reporting-requirements>.
- [8] UNECE (2021). Air. url: <https://unece.org/environment-policy/air>, accessed January 21st 2021.
- [9] Frelih-Larsen, A., C. Bowyer, S. Albrecht, C. Keenleyside, M. Kemper, S. Nanni, S. Naumann, R., D. Mottershead, R. Landgrebe, E. Andersen, P. Banfi, S. Bell, I. Brémere, J. Cools, S. Herbert, A. Iles, E. Kampa, M. Kettunen, Z. Lukacova, G. Moreira, Z. Kiresiewa, J. Rouillard, J. Okx, M. Pantzar, K. Paquel, R. Pederson, A. Peepson, F. Pelsy, D. Petrovic, E. Psaila, B. Šarapatka, J. Sobocka, A.-C. Stan, J. Tarpey, R. Vidaurre(2016). Updated Inventory and Assessment of Soil Protection Policy Instruments in EU Member States. Final Report to DG Environment. Berlin: Ecologic Institute. url: https://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/Soil_inventory_report.pdf
- [10] IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Gavrilo, O., Leip, A., Dong, H., MacDonald, J.D., Bravo, C.A.G., Amon, B., Rosales, R.B., del Prado, A., de Lima, M.A., Oyhantçabal, W., van der Weerden, T.J. and Widiawati, Y. (eds). Volume 4 General Guidance and Reporting. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Published: IPCC, Switzerland. url: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- [11] Wolf, J., Asrar, G.R. and West, T.O. (2017). Revised methane emissions factors and spatially distributed annual carbon fluxes for global livestock. Carbon Balance Manage 12 (16). <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0084-y>
- [12] IPCC (2006). 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>.
- [13] European Environmental Agency (1998). [A European Inventory of Emissions to Inland Waters. A first Proposal. Technical Report No.8](https://www.eea.europa.eu/publications/TEC08). url: <https://www.eea.europa.eu/publications/TEC08>
- [14] US EPA (2003). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Chapter 7: Load Estimation Techniques. url: <https://www.epa.gov/nps/national-management-measures-control-nonpoint-source-pollution-agriculture>.
- [15] US EPA (2018). Nutrient and Sediment Estimation Tools for Watershed Protection. url: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-08/documents/loadreductionmodels2018.pdf>

- [16] Roovaart, J. van den, N. van Duijnhoven, M. Knecht, J. Theloke, P. Coenen, H. ten Broeke (2013). Diffuse water emissions in E-PRTR, Project report. Report 1205118-000-ZWS-0016, Deltares.
- [17] Xiang, C., Wang, Y. and Liu, H. (2017). A scientometrics review on nonpoint source pollution research. *Ecological Engineering* 99: 400–408. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.028
- [18] Preux, D. and Fribourg-Blanc, B. (2005). Overview of emissions to water - existing data collections. European Topic Centre on Water. url: https://unstats.un.org/unsd/environment/envpdf/pap_wasess4b1france.pdf
- [19] Withers, P.J.A., H.P. Jarvie, R.A. Hodgkinson, E.J. Palmer-Felgate, A. Bates, M. Neal, R. Howells, C.M. Withers, and H.D. Wickham (2009). Characterization of phosphorus sources in rural watersheds. *Journal of Environmental Quality* 38:1998–2011.
- [20] Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H. and Grizzetti, B. (2011). The European Nitrogen Assessment. Published by Cambridge University Press 2011. http://www.nine-esf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c2.pdf
- [21] Arhonditsis, G., Giourga, C., Loumou, A. & Koulouri, M. (2002). Quantitative Assessment of Agricultural Runoff and Soil Erosion Using Mathematical Modeling: Applications in the Mediterranean Region. *Environmental Management* 30: 434–453. DOI: 10.1007/s00267-001-2692-1
- [22] Tao, Y., Liu, J., Guan, X., Chen, H., Ren, X., Wang, S., Ji, M. (2020). Estimation of potential agricultural non-point source pollution for Baiyangdian Basin, China, under different environment protection policies. *PLoS One* 15(9): e0239006. Published online 2020 Sep 22. doi: 10.1371/journal.pone.0239006
- [23] Malve, O., Tattari, S., Riihimäki, J., Jaakkola, E., Vob, A., Williams, R. and Bärlund, I. (2012). Estimation of diffuse pollution loads in Europe for continental scale modelling of loads and in-stream river water quality. *Hydrological Processes* 26: 2385–2394. DOI: 10.1002/hyp.9344
- [24] Richards, R.P. (1998). Estimation of Pollutant Loads in Rivers and Streams: A Guidance Document for Nonpoint Source Pollution (NPS) Programs. url: <http://abca.iwebsmart.net/downloads/Richards-1998.pdf>
- [25] US EPA (2003). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Chapter 6: Monitoring and Tracking Techniques. url: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap6.pdf>
- [26] US EPA NRLM (2004). Risk Management Evaluation For Concentrated Animal Feeding Operations. url: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=85107
- [27] US Geological Survey (USGS) (2006). Ruddy, B.C., Lorenz, D.L. and Mueller, D.K. (eds). County-Level Estimates of Nutrient Inputs to the Land Surface of the Conterminous United States, 1982–2001. Scientific Investigations Report 2006-5012. <https://doi.org/10.3133/sir20065012>.
- [28] Livestock and Poultry Environmental Learning Community (LPELC) (2019). Whole Farm Nutrient Balance. Published March 5th, 2019. url: <https://lpec.org/whole-farm-nutrient-balance/>
- [29] EuroStat (2016). Agriculture and environment – pollution risks. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/38080.pdf>
- [30] EuroStat (2017). Agri-environmental indicator - gross nitrogen balance. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/16811.pdf>
- [31] Eurostat (2020). Gross nutrient balance. Updated December 20th, 2020. url: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/aei_pr_gnb/default/table?lang=en
- [32] Malagó, A., Bouraoui, F., Grizzetti, B. and De Roo, A. (2019). Modelling nutrient fluxes into the Mediterranean Sea. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 22:100592: 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.01.004>.
- [33] Kinley, R.D., Gordon, R.J., Stratton, G.W., Patterson, G.T. and Hoyle, J. (2007). Phosphorus Losses through Agricultural Tile Drainage in Nova Scotia, Canada. *Journal of Environmental Quality* 36: 469-477.
- [34] Kumar, R.R., Park, B.J. & Cho, J.Y. (2013). Application and environmental risks of livestock manure. *J Korean Soc Appl Biol Chem* 56, 497–503 (2013). <https://doi.org/10.1007/s13765-013-3184-8>

- [35] Liu, J., Kleinman, P.J.A., Aronsson, H., Flaten, D., McDowell, R.W., Bechmann, M., Beegle, D.B., Robinson, T.P., Bryant, R.B., Liu, H., Sharpley, A.N. and Veith, T.L. (2018). A review of regulations and guidelines related to winter manure application. *Ambio* 47(6): 657–670. doi: 10.1007/s13280-018-1012-4
- [36] Pornsukarom, S. and Thaku, S. (2016). Assessing the Impact of Manure Application in Commercial Swine Farms on the Transmission of Antimicrobial Resistant Salmonella in the Environment. *PLoS ONE* 11(10):e0164621. doi:10.1371/journal.pone.0164621
- [37] Rayne, N. and Aula, L. (2020). Livestock Manure and the Impacts on Soil Health: A Review. *Soil Systems* 2020, 4, 64; doi:10.3390/soilsystems4040064.
- [38] Eghball, B., Wienhold, B.J., Gilley, J.E. and Eigenberg, R.A. (2002). Mineralization of manure nutrients. *Journal of Soil Water Conservation* 57: 470-473.
- [39] Loyon, L. (2018). Overview of Animal Manure Management for Beef, Pig, and Poultry Farms in France. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2:36. doi: 10.3389/fsufs.2018.00036.
- [40] Holly, M.A., Larson, R.A., Cooley, E.T. and Wunderlin, A.M. (2018). Silage storage runoff characterization: Annual nutrient loading rate and first flush analysis of bunker silos. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 264: 85 – 93.
- [41] Wright, P.E., Inglis, S.F., Goehring, L.D. (2004). Effectiveness of Silage Leachate Treatment with Vegetative Filter Areas. An ASAE/CSAE Meeting Presentation, Technical paper No. 042178. https://socwisconsin.org/wp-content/uploads/2016/05/Wrightetal_2004_SilageLeachateTrtmtVTA.pdf
- [42] Drizo, A. (2019). T1 Good Practice Tools and Guidance of Agricultural Runoff, pp. 54. url: <https://www.water-pro.eu/good-practices/>
- [43] Drizo, A. (2011). Phosphorus and E.Coli Reduction from Silage Leachate via Innovative Steel Slag Filtration. USDA Conservation Innovation Grants Program, Agreement Number: 69-3A75-9-121. Final Progress Report. Project period September 24th, 2010 - September 23rd, 2011.
- [44] Rozema, E.R., VanderZaag, A.C., Wood, J.D., Drizo, A., Zheng, Y., Madani, A. and Gordon, R. (2016). Constructed Wetlands for Agricultural Wastewater Treatment in Northeastern North America: A Review. *Water* 8(5):173. DOI: 10.3390/w8050173.
- [45] Gunes, K., Tuncsiper, B., Drizo, A., Masi, F., Ayaz, S. & Tufekci, H. (2015). Constructed and riverine wetlands design considerations for domestic and agricultural diffuse pollution treatment—a case study from Turkey. *Desalination and Water Treatment* 56 (26):11988-11998.
- [46] Carreau, R., VanAcker, S., VanderZaag, A., Madani, A., Drizo, A. and Gordon, R. (2012). Evaluation of a surface-flow constructed wetland treating abattoir wastewater. *Applied Engineering in Agriculture* 28(5): 757-766.
- [47] Bird, S. and Drizo, A. (2010). EAF Steel Slag Filters for Phosphorus Removal from Milk Parlor Effluent: The Effects of Solids Loading, Alternate Feeding Regimes, and In-Series Design. *Water* 2(3): 484-499; doi:10.3390/w2030484.
- [48] Bernardes, T. F., Daniel, J. L. P., Adesogan, A. T., McAllister, T. A., Drouin, P., L., Nussio, G., Huhtanen, P., Tremblay, G. F., Bélanger, G. and Cai, Y. (2018). Silage review: Unique challenges of silages made in hot and cold regions. *Journal of Dairy Science* 101:4001–4019. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13703>.
- [49] Bray, D. and Ward, D. (2020). Managing Silage Effluent. OMARFA Fact Sheet. #20-039| AGDEX 732/50| June 2020. url: <https://files.ontario.ca/omafra-managing-silage-effluent-20-039-en-02-07-2020.pdf>
- [50] Morin, J. (1993). Chapter 4: Rainfall analyses for tillage management decisions. In FAO: Soil tillage in Africa: needs and challenges. Land and Water Division. Serial Title: FAO Soils Bulletin. Series number: 0253-2050. url: http://www.fao.org/3/t1696e/t1696e05.htm#P27_1168
- [51] Ohana-Levi, N., Karnieli, A., Egozi, R., Givati, A. and Peeters, A. (2015). Modeling the Effects of Land-Cover Change on Rainfall-Runoff Relationships in a Semiarid, Eastern Mediterranean Watershed. *Advances in Meteorology* 2015, Article ID 838070, 16 pages. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/838070>

- [52] Gwyther, C.L., Williams, A.P., Golyshin, P.N., Edwards-Jones, G. and Jones, D.L. (2011). The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. *Waste Management* 31(4):767-778. doi: 10.1016/j.wasman.2010.12.005.
- [53] UNEP (2008). Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 686 pp. Section VI.I.: Destruction of animal carcasses. <http://chm.pops.int/SearchResults/tabid/37/Default.aspx?Search=UNEP+POPs>
- [54] DEFRA (2002). Atmospheric Emissions from Small Carcass Incinerators. DEFRA / WA0806 Report. url: <https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/aeat-env-r-0920.pdf>
- [55] Webb, J., Hutchings, N. and Amon, B. (eds) (2019). 3.F Field burning of agricultural wastes. https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/REO2CVQ0WT. In: EMEP/EEA (2019). Air pollutant emission inventory guidebook 2019.
- [56] Sundarambal, P., Balasubramanian, R., Tkalic, P., and He, J. (2010). Impact of biomass burning on ocean water quality in Southeast Asia through atmospheric deposition: field observations. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10: 11323–11336, www.atmos-chem-phys.net/10/11323/2010/. doi:10.5194/acp-10-11323-2010.
- [57] Blake, T.W. and Downing, J.A. (2009). Measuring atmospheric nutrient deposition to inland waters: Evaluation of direct methods. *Limnology and Oceanography: Methods* 7:638–647. url: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lom.2009.7.638>.
- [58] Grizzetti, B., Bouraoui, F., de Marsily, G. and Bidoglio, G. (2002). A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. *Journal of Hydrology* 304: 302-315, 10.1016/j.jhydrol.2004.07.036
- [59] Grizzetti, B., Bouraoui, F. and Aloe, A. (2012). Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18 (2): 769-782.
- [60] European Commission (2021). EU Pesticides Database. url: https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-db_en, accessed 29th January, 2021.
- [61] Safe Drinking Water Foundation (SDWF) (2021). Pesticides and Water Pollution. url: <https://www.safewater.org/fact-sheets-1/2017/1/23/pesticides>
- [62] Pérez-Lucas, G., Vela, N., El Aatik, A. and Navarro, S. (2018). Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile. DOI: 10.5772/intechopen.82418. In: Larramendy, M.L. and Soloneski, S. (2019) (eds). *Pesticides - Use and Misuse and their Impact in the Environment*. DOI: 10.5772/intechopen.78909.
- [63] OECD (2000). Guidelines for Testing of Chemicals No 106. Adsorption-Desorption using a Batch Equilibrium Method. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). url: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-106-adsorption-desorption-using-a-batch-equilibrium-method_9789264069602-en
- [64] OECD (2002). Guidelines for Testing of Chemicals No 307. Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil. Paris: OECD. url: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-307-aerobic-and-anaerobic-transformation-in-soil_9789264070509-en
- [65] OECD (2007). Guidelines for Testing of Chemicals No 312. Leaching in Soil Columns. Paris: OECD. url: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-312-leaching-in-soil-columns_9789264070561-en
- [66] Climate Clean Air Coalition (CCAC) (2021). Enteric Fermentation. url: <https://www.ccacoalition.org/en/activity/enteric-fermentation>, accessed 17th January 2021.
- [67] Thorpe, A. (2009). Enteric fermentation and ruminant eructation: the role (and control?) of methane in the climate change debate. *Climatic Change* 93: 407–431. url: <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9506-x>
- [68] Gibbs, M.J., Conneely, D., Johnson, D., Lasse, K.R. and Ulyatt, M.J. (2001). CH₄ Emissions from Enteric Fermentation. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Chapter 4, Agriculture. url: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/4_Agriculture.pdf
- [69] Moss AR, Jouany J-P, Newbold J (2000). Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Annales de zootechnie, INRA/EDP Sciences*, 49 (3): 231 – 253. Doi: 10.1051/animres:2000119. hal-00889894.

- [70] Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166: 514-531. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>.
- [71] Petersen, S. O. (2018). Symposium review: Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and mitigation. *Journal of Dairy Science* 101:6642–6654. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13301>.
- [72] Ribaudou, M., Gollehon, N., Aillery, M., Kaplan, J., Johansson, R., Agapoff, J., Christensen, L., Breneman, V. and Peters, M. (2003). Manure Management for Water Quality: Costs to Animal Feeding Operations of Applying Manure Nutrients to Land. Agricultural Economic Report No. (AER-824) 97 pp. url: <https://www.ers.usda.gov/publications/pub-details/?pubid=41587>.
- [73] FAO (2006). Livestock's Long Shadow. Environmental issues and options. 416 pp. url: <http://www.fao.org/3/a0701e/a0701e00.htm>
- [74] FAO and IWMI (2017). Water pollution from agriculture: a global review. <http://www.fao.org/3/a-i7754e.pdf>
- [75] Ongley, E.D. (1996). Control of water pollution from agriculture - FAO irrigation and drainage paper 55. <http://www.fao.org/3/w2598e/w2598e00.htm>.
- [76] Gebrehanna, M.M., Gordon, R.J., Madani, A., VanderZaag, A.C. and Wood, J.D. (2014). Silage effluent management: A review. *Journal of Environmental Management* 143:113-122.
- [77] McDonald, P.N., Henderson, N., Heron, S. (1991). *The Biochemistry of Silage*, second ed. Chalcombe Publications, UK.
- [78] Anon (2002). The Animal By-Products Regulations (EC) No. 1774/2002. European Commission, Brussels.
- [79] Anon (2007). Disposal of dead livestock, No. 16–25. Washington State Legislature, Washington.
- [80] Groff, K., Bachli, E., Lansdowne, M. and Capaldo, T. (2014). Review of Evidence of Environmental Impacts of Animal Research and Testing. *Environments* 1: 14-30. doi:10.3390/environments1010014.
- [81] Hart, M.R., Quin, B.F. and Nguyen, M.L. (2004). Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects: A Review. *Journal of Environmental Quality* 33: 1954 – 1972.
- [82] FAO (1996). Control of water pollution from agriculture - FAO irrigation and drainage paper 55. Chapter 3: Chapter 3: Fertilizers as water pollutants. url: <http://www.fao.org/3/w2598e/w2598e00.htm#Contents>.
- [83] World Bank (2021). Agricultural land (sq. km). url: <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.K2>, accessed 19 January, 2021.
- [84] Cassou, E. (2018). Pesticides. Agricultural Pollution. World Bank, Washington, DC. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/29507> License: CC BY 3.0 IGO.
- [85] FAO (1996). Control of water pollution from agriculture - FAO irrigation and drainage paper 55. Chapter 3: Chapter 4: Pesticides as water pollutants. url: <http://www.fao.org/3/w2598e/w2598e07.htm#TopOfPage>
- [86] Pimentel, D., & Edwards, C. (1982). Pesticides and Ecosystems. *BioScience*, 32(7), 595-600. doi:10.2307/1308603
- [87] Chen, J., Li, C., Ristovski, Z., Milic, A., Gu, Y., Islam M.S. et al (2017). A review of biomass burning: Emissions and impacts on air quality, health and climate in China. *Science of The Total Environment* 579:1000-1034. url: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.025>
- [88] Koppmann, R., von Czapiewski, K., and Reid, J. S. (2005). A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, European Geosciences Union 5 (5):10455-10516. hal-00301877. url: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00301877/document>
- [89] Reid, J. S., Koppmann, R., Eck, T. F., and Eleuterio, D. P.(2005). A review of biomass burning emissions part II: intensive physical properties of biomass burning particles. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5: 799-825. url: <https://acp.copernicus.org/articles/5/799/2005/acp-5-799-2005.pdf>

- [90] Reid, J. S., Eck, T. F., Christopher, S. A., Koppmann, R., Dubovik, O., Eleuterio, D. P., Holben, B. N., Reid, E. A., and Zhang, J. (2005). A review of biomass burning emissions part III: intensive optical properties of biomass burning particles. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 5: 827–849. url: <https://doi.org/10.5194/acp-5-827-2005>, 2005.
- [91] Reche C, Viana M, Amato F, Alastuey A, Moreno T, Hillamo R, Teinilä K, Saarnio K, Seco R, Peñuelas J, Mohr C, Prévôt AS, Querol X. (2012). Biomass burning contributions to urban aerosols in a coastal Mediterranean city. *Science of Total Environment* 427-428:175-90. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.012. Epub 2012 May 1. PMID: 22554530.
- [92] E. Bossioli, M. Tombrou, J. Kalogiros, J. Allan, A. Bacak, S. Bezantakos, G. Biskos, H. Coe, B.T. Jones, G. Kouvarakis, N. Mihalopoulos, C.J. Percival. (2016). Atmospheric composition in the Eastern Mediterranean: Influence of biomass burning during summertime using the WRF-Chem model. *Atmospheric Environment* 132: 317-331. [url:https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.011](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.011).
- [93] Suman D.O. (1996) Biomass Burning in North Africa and Its Possible Relationship to Climate Change in the Mediterranean Basin. In: Guerzoni S., Chester R. (eds) *The Impact of Desert Dust Across the Mediterranean*. Environmental Science and Technology Library, vol 11. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3354-0_11
- [94] Brocchi, V., Kryzstofiak, G., Catoire, V., Zbinden, R., Guth, J., ElAmraoui, L., Piguet, B., Dulac, F., Hamonou, E. and Ricaud, P. (2017). Impact of the intercontinental transport of biomass burning pollutants on the Mediterranean Basin during the CHARMEX-GLAM airborne campaign. *Geophysical Research Abstracts* 19, EGU2017-8053, 2017 EGU General Assembly 2017.
- [95] Markaki, Z., Oikonomou, K., Kocak, M., Kouvarakis, G., Chaniotaki, A., Kubilay, N., and Mihalopoulos, N. (2003). Atmospheric deposition of inorganic phosphorus in the Levantine Basin, eastern Mediterranean: spatial and temporal variability and its role in seawater productivity. *Limnology and Oceanography* 48: 1557-1568.
- [96] Economopoulos, Alexander P & World Health Organization (1993). *Prevention of Environmental Pollution Unit. Assessment of sources of air, water, and land pollution: a guide to rapid source inventory techniques and their use in formulating environmental control strategies*. url: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/58750>
- [97] Environment Australia (1999). *Emission Estimation Technique Manual for Aggregated Emissions from Domestic Lawn Mowing*. url: <http://www.npi.gov.au/resource/emission-estimation-technique-manual-aggregated-emissions-domestic-lawn-mowing>
- [98] Wierl, J.A., Rappold, K.F. and Amerson, F.U. (1996). *Summary of the Land-Use Inventory for the Non-Point Source Evaluation Monitoring Watersheds in Wisconsin*. U.S. Geological Survey Open-File Report 96-123. url: <https://doi.org/10.3133/ofr96123>
- [99] Lokupitiya, P. and Paustian, K. (2006). Agricultural Soil Greenhouse Gas Emissions: A Review of National Inventory Methods. *Journal of Environmental Quality* 35:1413–1427.
- [100] European Commission (2016). *Soil Threats in Europe*. JRC Technical Report. url: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/shared_folder/doc_pub/EUR27607.pdf
- [101] EMEP/EEA (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019*. EEA Report No 13/2019. Published 17th October 2019. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>
- [102] IPCC (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Volume 1 General Guidance and Reporting. Chapter 3: Uncertainties. Published: IPCC, Switzerland. url: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol1.html>
- [103] IPCC (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Volume 1 General Guidance and Reporting. Chapter 6: Quality Assurance/Quality Control and Verification. Published: IPCC, Switzerland. url: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol1.html>

- [104] Basarab, J.A., Okine, E.K., Baron, V.S., Marx, T.H., Ramsey, P., Ziegler, K., and Lyle, K.L. (2005). Methane emissions from enteric fermentation in Alberta's beef cattle population: A model methodology for Canada. *Canadian Journal of Animal Science*, 85(4), pp. 501-512.
- [105] Karimi-Zindashty, Y., MacDonald, J.D., Desjardins, R.L., Worth, D.E., Hutchinson, J.J., and Vergé, X.P.C. (2012). "Sources of uncertainty in the IPCC Tier 2 Canadian livestock model.", *Journal of Agricultural Science*, 150(5), pp. 556-569. Doi : 10.1017/s002185961100092x.
- [106] Lines-Kelly, R. (2014). Enteric methane research: A summary of current knowledge and research. Published by the New South Wales Department of Primary Industries. url: https://www.dpi.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0011/532694/ag-resources-climate-enteric-methane.pdf
- [107] Córdor, R.D, Valli, L., De Rosa, G., Di Francia, A. and De Lauretis, R. (2008). Estimation of the methane emission factor for the Italian Mediterranean buffalo. *Animal* 2(8):1247-1253. <https://doi.org/10.1017/S1751731108002292>
- [108] Ammar, H., Abidi, S., Ayed, M., Moujahed, N., deHaro Martí, M.E., Chahine, M., Bouraoui, R., López, S., Cheikh M'hamed, H. and Hechlef, H. (2020). Estimation of Tunisian Greenhouse Gas Emissions from Different Livestock Species1. *Agriculture* 10: 562-579. doi:10.3390/agriculture10110562.
- [109] Ibidhi, R., & Calsamiglia, S. (2020). Carbon Footprint Assessment of Spanish Dairy Cattle Farms: Effectiveness of Dietary and Farm Management Practices as a Mitigation Strategy. *Animals: an open access journal from MDPI*, 10(11), 2083. <https://doi.org/10.3390/ani10112083>
- [110] Koch, J., Dayan, U. and Mey-Marom, A. (2000). Inventory of Greenhouse Gaseous Emissions Israel. *Water Air and Soil Pollution* 123(1):259-271. DOI: 10.1023/A:1005271424293
- [111] Ersoy E, Ugurlu A. The potential of Turkey's province-based livestock sector to mitigate GHG emissions through biogas production. *Journal of Environmental Management*. 2020 Feb;255:109858. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109858.
- [112] Grossi, G., Vitali, A., Lacetera, N., Danieli, P. P., Bernabucci, U., & Nardone, A. (2020). Carbon Footprint of Mediterranean Pasture-Based Native Beef: Effects of Agronomic Practices and Pasture Management under Different Climate Change Scenarios. *Animals: an open access journal from MDPI*, 10(3), 415. <https://doi.org/10.3390/ani10030415>
- [113] Boezeman, D., Wiering, M. and Crabbé, A. (2020). Agricultural Diffuse Pollution and the EU Water Framework Directive: Problems and Progress in Governance. Editorial to the MDPI Special Issue "Water Quality and Agricultural Diffuse Pollution in Light of the EU Water Framework Directive". *Water* 12 2590: doi:10.3390/w12092590
- [114] Loyon, L. (2018). Overview of Animal Manure Management for Beef, Pig, and Poultry Farms in France. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2:36. doi: 10.3389/fsufs.2018.00036
- [115] Velthof, G. L., Lesschen, J. P., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., et al. (2014). The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. *Sci. Tot. Environ.* 468–469, 1225–1233. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.058
- [116] Webb, J., Sommer, S., Kupper, T., Groenestein, K., Hutchings, N., Eurich-Menden, B., et al. (2012). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. *Agroecology and Strategies for Climate Change*, ed E. Lichtfouse (Springer): 67–107.
- [117] Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K. and Misopolinos, N. (2002). Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 137–146.
- [118] Špulerová, J., Kruse, A., Branduini, P., Centeri, C., Eiter, S., Ferrario, V. et al. (2020). Past, Present and Future of Hay-making Structures in Europe. *Sustainability* 11, 5581. doi:10.3390/su11205581.
- [119] Mitchell, R., Bolinger, D. and Rector, N. (2002). Controlling Silage Leachate. *Comprehensive Nutrient Management Plan Providers Course*. url: <https://maeap.org/wp-content/uploads/2019/03/SilageLeachateManagement.pdf>
- [120] US EPA (1999). Methods for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Burning of Agricultural Crop Wastes, Chapter 11 from Volume VIII of EIIP Document Series, prepared by

ICF Consulting, US (United States Environmental Protection Agency, North Carolina, US).
<https://p2infohouse.org/ref/17/ttn/volume08/viii11.pdf>

[121] Milton, T.D. (2020). Pesticide Rate and Dosage Calculations. University of Georgia Extension Special Bulletin 28. Georgia Pest Management Handbook—2020 Commercial Edition. url:
<https://extension.uga.edu/content/dam/extension/programs-and-services/integrated-pest-management/documents/handbooks/2020-pmh-chapters/PesticideRate-Dosage.pdf>