



Réunion des points focaux du MED POL

Téléconférence, 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 et les méthodologies appliquées pour estimer les rejets de sources diffuses provenant du ruissellement des bassins versants

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, ce document d'orientation a été développé en mettant l'accent sur les rejets de polluants provenant des eaux de ruissellement des bassins versants, compte tenu également de l'importance croissante des polluants transportés par les eaux de ruissellement impactées par les activités terrestres dans la Méditerranée. 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.	Rejets non ponctuels (diffus) dans l'eau.....	2
2.1	Caractéristiques du ruissellement	2
2.2	Ruissellement du bassin versant	3
2.2.1	Nature de la source et polluants pertinents provenant de l'agriculture.....	3
3.	Description des techniques d'estimation des écoulements de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) rejetés dans l'eau par le ruissellement des bassins versants.....	5
3.1	Méthodes et techniques d'estimation de la charge polluante	5
3.1.1	Calcul de la moyenne	5
3.1.2	Estimateurs par le ratio	6
3.1.3	Estimateurs par régression.....	6
3.2	Nutriments	6
3.3	Carbone organique total.....	8
3.4	Antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires.....	9
3.5	Commentaires sur la fiabilité, la précision et l'incertitude des calculs	10
4.	Conclusions	10

Annexe I : Inventaires de la pollution (en anglais seulement)

Annexe II : Vue d'ensemble des approches, de l'exactitude et de l'incertitude et du contrôle de la qualité et de l'assurance de la qualité associés aux techniques et aux méthodologies appliquées pour l'estimation des rejets de pollution provenant du ruissellement des bassins versants (en anglais seulement)

Annexe III : Bibliographie

Listes des abréviations /acronymes

RAM	Résistance antimicrobienne
CE	Commission européenne
EcAp	Approche écosystémique
AEE	Agence européenne pour l'environnement
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
HAB	Efflorescences algales nuisibles
IACG	Groupe de coordination interorganisations des Nations Unies
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
JRC	Centre commun de recherche de la Commission européenne
LBS	Sources terrestres (de pollution)
MED POL	Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (Convention de Barcelone)
N	Azote
PAN	Plan d'action national
BBN	Bilan de base national
BBN/PRTR	Bilan de base national/Registre des rejets et transferts de polluants
NPI	Inventaire national des polluants (Australie)
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
P	Phosphore
PRTR	Registre des rejets et transferts de polluants
AQ/CQ	Assurance de la qualité/contrôle de la qualité
TOC	Carbone organique total
UNITAR	Institut des Nations Unies pour la formation et la recherche
USGS	Service géologique des Etats-Unis
Directive-cadre sur l'eau	Directive-cadre sur l'eau
OMS	Organisation mondiale de la santé

1. Introduction

1. Suite à la 21^e réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone CdP 21 (Naples, Italie, 2-5 décembre 2019)¹ et à l'adoption de la décision IG.24/14², le Programme MED POL a été chargé, conformément au Programme de travail établi, d'élaborer/de mettre à jour des lignes directrices techniques sur les techniques d'estimation des rejets de polluants provenant de sources diffuses (agriculture, ruissellement des bassins versants et aquaculture).

2. Pour aider les pays à mener cette estimation, des lignes directrices actualisées sur les BBN ont été élaborées en 2015 [UNEP(DEPI)/MED WG.404/7, Annexe IV, Appendice B, page 11). Cependant, ces lignes directrices actualisées sur les BBN n'indiquent pas les moyens par lesquels les rejets de polluants provenant de sources non ponctuelles (diffuses) peuvent être estimés. Ce point a fait l'objet de discussions lors de la réunion régionale sur les rapports relatifs aux rejets dans le milieu marin et côtier provenant de sources et activités situées à terre et les indicateurs connexes, qui s'est tenue à Tirana, en Albanie, les 19 et 20 mars 2019. Au cours de la réunion, il a été souligné que les rapports sur les sources diffuses ne peuvent être entrepris que sur la base de techniques d'estimation et de facteurs d'émission qui peuvent varier aux niveaux national et régional dans chaque pays. Il a donc été recommandé d'aider les Parties contractantes à compléter la méthodologie BBN/PRTR par des techniques d'estimation des rejets de sources diffuses provenant du ruissellement des bassins versants.

3. L'objectif des présentes lignes directrices est de fournir une vue d'ensemble des techniques et des méthodologies appliquées pour estimer les rejets dans l'eau de sources non ponctuelles (diffuses) provenant du ruissellement des bassins versants, en se concentrant sur les rejets d'azote total, de phosphore total et de carbone organique total, afin d'aider les Parties contractantes à la Convention de Barcelone dans leurs calculs et estimations requis dans le cadre des bilans de base nationaux et des registres des rejets et transferts de polluants (BBN/PRTR).

4. Bien que l'examen ait été effectué à l'échelle mondiale, le présent document porte essentiellement sur la région méditerranéenne.

5. Les présentes lignes directrices ont été préparées en suivant les étapes suivantes :

- a. **Une analyse documentaire approfondie** (plus de 80 articles de recherche, documents et rapports) axée sur trois sujets clés :
 - i. Les rejets non ponctuels (diffus) dans l'eau (en mettant l'accent sur les caractéristiques du ruissellement des bassins versants et sur les polluants pertinents provenant de l'agriculture, notamment les nutriments, les sédiments, le carbone organique total et les antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires) ;
 - ii. Les différentes démarches, méthodes et techniques dont l'utilisation est recommandée dans les inventaires et rapports techniques actuels pour estimer les charges polluantes susmentionnées dans l'eau provenant de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) et des eaux de ruissellement des bassins versants ;
 - iii. Les articles scientifiques évalués par les pairs décrivant les méthodologies et les techniques proposées pour estimer les rejets dans l'eau provenant des sources agricoles non ponctuelles (diffuses) susmentionnées ;
 - iv. En outre, nous avons également examiné les problèmes et inconvénients potentiels concernant la précision et l'incertitude associées aux méthodes, techniques et démarches de calcul proposées.
- b. **La rationalisation des méthodologies et des techniques les plus appropriées** pour estimer les rejets de nutriments, de sédiments, de carbone organique total et

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

d'antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires provenant de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) dans l'eau via le ruissellement des bassins versants.

- c. **L'intégration de ces nouvelles informations en vue d'élaborer des lignes directrices** sur les méthodes et techniques permettant d'aider les Parties contractantes à estimer les émissions de polluants dans l'air et les rejets de polluants dans l'eau et le sol provenant de sources non ponctuelles (diffuses) de l'élevage d'animaux et de l'agriculture.

6. Ces lignes directrices faciliteront le suivi de la mise en œuvre des plans régionaux pour l'agriculture et la gestion des eaux pluviales, qui seront élaborés au cours de l'exercice 2022-2023. Dès lors, les nouvelles techniques proposées pour l'estimation des charges polluantes permettront de générer des données compatibles pour évaluer l'efficacité des mesures adoptées dans le cadre des plans d'action nationaux et des nouveaux plans régionaux pour l'agriculture et la gestion du ruissellement des eaux pluviales.

2. Rejets non ponctuels (diffus) dans l'eau

2.1 Caractéristiques du ruissellement

7. On entend par ruissellement l'eau constituée des écoulements de surface et souterrains qui se produisent lorsque les précipitations dépassent le taux d'infiltration du sol (encadré 1.1). En fonction de la vitesse d'apparition du ruissellement après une pluie ou la fonte des neiges (a) et de la source (b), le Service géologique des Etats-Unis (USGS) [2] distingue plusieurs types de ruissellements :

Encadré 1.1. Définitions du ruissellement Source : USGS [1].

1. La partie des précipitations, de la fonte des neiges ou des eaux d'irrigation qui s'écoule de manière non contrôlée (non régulée par un barrage en amont) dans les ruisseaux de surface, les rivières, les drains ou les égouts.
2. La somme des rejets totaux décrits au point 1 ci-dessus pendant une période donnée.
3. La profondeur à laquelle un bassin versant (zone de drainage) serait couvert si l'ensemble du ruissellement pour une période de temps donnée y était uniformément réparti.

Ruissellement direct ou de base (a) et ruissellement de surface, écoulement intermédiaire ou ruissellement souterrain (b).

8. Les facteurs influant sur le ruissellement sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1. Facteurs météorologiques et physiques influençant le ruissellement (adapté à partir de [2]).

Facteurs météorologiques	Caractéristiques physiques
<ul style="list-style-type: none">• Type de précipitations (pluie, neige, grésil, etc.)• Intensité des précipitations• Quantité des pluies• Durée de la pluie• Répartition des précipitations sur les bassins versants• Direction du mouvement de la tempête• Précipitations antérieures et humidité du sol résultante• Autres conditions météorologiques et climatiques qui influent sur l'évapotranspiration, telles que la température, le vent, l'humidité relative et la saison.	<ul style="list-style-type: none">• Utilisation des sols• Végétation• Type de sol (par exemple, infiltration)• Aire de drainage• Forme du bassin versant• Élévation• Pente• Topographie• Direction d'orientation• Modèles de réseaux de drainage

2.2 Ruissellement du bassin versant

9. L'objectif du présent document étant de fournir des conseils pour estimer la charge polluante (nutriments, carbone organique total, agents pathogènes, contaminants émergents) provenant des activités agricoles qui est transportée par les eaux de ruissellement des bassins versants, il est important de faire la distinction entre bassin versant et aire de drainage. Un bassin versant est défini comme une zone à partir de laquelle l'eau se déverse dans un lac, une rivière, etc., par exemple, le bassin versant d'une grande rivière et de ses affluents (illustration 1). Une aire de drainage (ou bassin de drainage) est défini comme la limite topographique divisant deux bassins versants adjacents, telle qu'une crête ou un faîte. Il s'agit d'une zone du sol dans laquelle l'eau s'écoule vers un corps spécifique, tel qu'une rivière, un lac, une mer ou un océan.

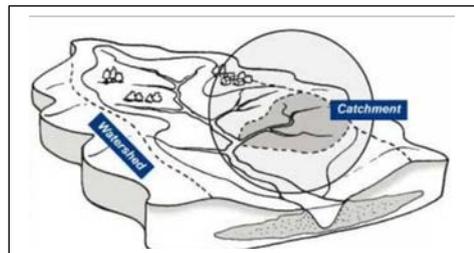


Illustration 1. Bassin versant et aire de drainage

2.2.1 Nature de la source et polluants pertinents provenant de l'agriculture

10. Les bassins versants des zones rurales sont influencés par les impacts anthropogéniques directs provenant de sources ponctuelles et diffuses de nutriments. Les eaux de ruissellement des bassins versants provenant de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) comprennent les écoulements de surface et de subsurface attribués aux exploitations d'élevage agricole et aux activités d'alimentation des animaux, aux systèmes de culture, à leurs interactions au niveau du sol (à la fois temporelles et spatiales) et au climat (fréquence des orages et hydrologie, température). L'estimation des charges polluantes et le contrôle de ce type de contamination sont très complexes et nécessitent l'intégration de facteurs scientifiques, technologiques, socioéconomiques et éducatifs [7-10].

11. Les nutriments (azote total et phosphore) contenus dans les eaux de ruissellement provenant de sources agricoles diffuses sont les plus préoccupants et donc les plus souvent estimés [1] [8-11] [13-19]. Ces polluants figurent en outre à l'Annexe I du Protocole « tellurique » ainsi qu'à l'Annexe IV des lignes directrices actualisées sur les BBN/PRTR (UNEP(DEPI)/MED WG.404/7)⁵. Parmi les autres polluants provenant de sources agricoles diffuses figurent le carbone organique total [20-23] et les antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires [24-29].

Nutriments

12. Les eaux de ruissellement provenant de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) contiennent des quantités excessives de nutriments, ce qui entraîne un enrichissement en nutriments (eutrophisation) des lacs et des eaux côtières [7-10] [13-15]. Cela fait 25 ans que l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) a déclaré que l'eutrophisation était un problème paneuropéen très préoccupant [30-31], mais malgré tous les efforts et les investissements considérables pour y remédier, elle continue de gravement menacer la réalisation du bon état des eaux requis par la directive-cadre sur l'eau [4-6][31].

13. L'eutrophisation a de nombreuses incidences néfastes sur l'environnement, la santé (animale et humaine) et l'économie. Ces incidences sont résumées dans le tableau 2.

Tableau 2. Incidences de l'eutrophisation (source : Drizo [31]).

Incidence	Référence
Croissance et production intenses d'algues, de cyanobactéries (algues bleu-vert) et de plantes aquatiques apparaissant généralement sous la forme d'écumes d'algues ou de tapis flottants de plantes, communément appelées « efflorescences algales ». Cette abondance excessive de végétation et de bactéries augmente la fréquence respiratoire, ce qui entraîne des fluctuations importantes des concentrations d'oxygène dissous (OD) et de la transparence de l'eau, et finit par provoquer une hypoxie.	e.g. Corell, 1998 [32]; Smith and Schindler, 2009 [33]; Ansari et al, 2011 [34].
Mortalité des poissons et réduction de la biodiversité. Une faible teneur en oxygène dissous entraîne la disparition des invertébrés et des poissons et, par leur décomposition, la prolifération des algues et des bactéries, ce qui réduit encore la teneur de l'eau en oxygène et entraîne une perte de biodiversité.	Corell, 1998 [32]; Ansari et al, 2011 [34]; Hautier et al, 2009 [35].
Excrétion de toxines. Certaines espèces d'algues, notamment les cyanobactéries, produisent des toxines qui peuvent avoir de graves incidences sur la santé des poissons, des oiseaux et des mammifères, soit par le biais de la chaîne alimentaire, soit par contact direct avec les algues ou par leur ingestion. Des études récentes ont montré que la plupart des cyanobactéries produisent la neurotoxine bêta-N-méthylamino-L-alanine (BMAA), qui a été associée au développement de maladies neurodégénératives [maladies d'Alzheimer et de Parkinson, et sclérose latérale amyotrophique (SLA)].	Briand et al, 2003 [36]; Banack et al, 2010 [37]; Brand et al, 2010 [38].
Valeur esthétique. L'eutrophisation entraîne une augmentation de la turbidité, des odeurs désagréables et de la formation de boues et de mousse, ce qui diminue la valeur esthétique des eaux.	e.g. Corell, 1998 [32]; Ansari et al, 2011 [34];
Pertes économiques considérables. Les efflorescences algales réduisent l'approvisionnement en eau potable, la valeur foncière, le tourisme et les loisirs. Les pertes des économies locales touchées par l'eutrophisation ont été estimées à 2,2 milliards de dollars par an aux États-Unis en 2009, et entre 75 et 114,3 millions de livres sterling par an en l'Angleterre et au Pays de Galles en 2003.	Dodds, 2009 [39]; Pretty et al, 2003 [40].

14. Les changements climatiques au niveau mondial favoriseront la croissance des cyanobactéries et exacerberont les efflorescences algales à des échelles bien plus grandes, ce qui réduira encore la disponibilité de l'eau et l'approvisionnement en eau potable [41-42] [31].

Carbone organique total

15. La composition chimique et la concentration de la matière organique influencent de nombreux processus biogéochimiques critiques dans les rivières. Les activités humaines dans les bassins versants agricoles peuvent modifier la quantité et la composition des matières organiques apportées aux rivières, ce qui a des effets négatifs sur les écosystèmes et la société [21-23][47]. Par exemple, le carbone organique dissous présent dans les cours d'eau apporte de l'énergie aux réseaux alimentaires aquatiques grâce à son absorption par les microbes et aux processus abiotiques qui produisent du carbone organique en particules biodisponible à partir du carbone organique dissous (floculation et adsorption des sédiments). Le carbone organique total (carbone organique dissous + carbone organique en particules) influe sur l'atténuation de la lumière dans les rivières, ce qui a des effets sur la productivité primaire et la production de carbone organique dissous autochtone. Une teneur élevée en matières organiques favorise la croissance des microorganismes qui contribuent à l'épuisement des réserves d'oxygène et à l'opacité de l'eau [21-23][47]. La diminution des concentrations d'oxygène dissous (OD) peut entraîner la disparition des invertébrés et des poissons et la perte de la biodiversité.

Antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires

16. L'utilisation généralisée de grandes quantités d'antibiotiques et de produits pharmaceutiques vétérinaires (tétracyclines, elfamycines, macrolides, lincosamides, polyéthers, bêta-lactames, quinoxalines, streptogramines et sulfamides, carbadox, amprolium, carbadox) dans les exploitations d'élevage agricole est devenue un problème de santé publique mondial [24-29] [48-51].

17. En Europe, un tiers de la consommation d'antibiotiques est liée à l'usage vétérinaire dans la production animale en vue de prévenir les maladies, et à l'usage infrathérapeutique comme complément alimentaire pour favoriser la croissance [27]. Ces antibiotiques et compléments peuvent exercer une pression sélective sur les bactéries et favoriser la croissance de bactéries résistantes aux effets des antimicrobiens dans le tractus gastro-intestinal du bétail. Le fumier des animaux traités aux antibiotiques contient également des antibiotiques non métabolisés qui facilitent le développement de la résistance antimicrobienne (RAM). La RAM est un mécanisme naturel chez les bactéries, qui neutralise les propriétés bactéricides des antibiotiques et rend donc les traitements inefficaces [27-29][49]. De plus, cette résistance peut être transférée vers des bactéries pathogènes et potentiellement causer une infection incurable. En 2019, le Groupe de coordination interorganisations sur la résistance aux antimicrobiens des Nations Unies a publié un rapport soulignant que les maladies résistantes aux médicaments causent déjà au moins 700 000 décès par an dans le monde, et que ce nombre pourrait passer à 10 millions de décès par an dans le monde d'ici à 2050. Le Groupe a également souligné que les dommages économiques d'une résistance antimicrobienne non contrôlée pourraient être comparables à ceux subis pendant la crise financière mondiale de 2008-2009 et se traduire par une augmentation considérable des dépenses de santé, par des effets néfastes sur la production de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux ainsi que sur le commerce et les moyens de subsistance, et par une aggravation de la pauvreté et des inégalités [51].

3. Description des techniques d'estimation des écoulements de sources agricoles non ponctuelles (diffuses) rejetés dans l'eau par le ruissellement des bassins versants

18. Plusieurs chercheurs ont étudié, modélisé et tenté d'estimer les charges de pollution diffuse et les effets des politiques et des mesures d'atténuation à l'échelle des bassins versants [12-23] [64-71]. Cependant, la précision des modèles dépend de l'apport de données, dont la collecte pour les sources non ponctuelles (diffuses) est très complexe et coûteuse [70] [55-56] [1] [11]. Des publications de Richards [70], de l'Agence de protection de l'environnement (APE) de la Nouvelle Galles du Sud (NSW EPA National Pollutant Inventory [54]) et de l'APE des États-Unis (US EPA [56-57]) fournissent des descriptions complètes des techniques d'estimation de la charge polluante et des problèmes associés au fait que les concentrations de polluants sont en général rarement échantillonnées, souvent à des intervalles de routine (c'est-à-dire quotidiennement, hebdomadairement, mensuellement ou saisonnièrement). Des informations supplémentaires sur les inventaires des polluants provenant de sources non ponctuelles (diffuses) sont fournies à l'Annexe I.

19. Les publications susmentionnées soulignent que de nombreuses techniques différentes sont utilisées pour calculer les estimations de charge, dont la complexité, la précision et le biais varient. Les facteurs influençant le choix de la technique peuvent dépendre de la résolution des données, des compétences et des capacités mathématiques de l'opérateur, de la technologie informatique disponible et des méthodes de collecte des données utilisées.

3.1 Méthodes et techniques d'estimation de la charge polluante

3.1.1 Calcul de la moyenne

20. Les méthodes de calcul de la moyenne sont généralement considérées comme les techniques disponibles les plus simples pour estimer la charge polluante, et sont souvent appliquées en raison de l'absence de techniques plus appropriées. Les estimations de la charge polluante sur une période de temps donnée sont faites en multipliant la concentration moyenne (dans cette période de temps) par le débit journalier moyen pour chaque jour de la période de temps considérée afin d'obtenir une succession de charges journalières (unitaires) estimées. Une autre approche consiste à multiplier la concentration moyenne observée par le débit moyen, sur une base journalière tout au long de l'année,

pour obtenir une charge journalière « moyenne » qui est ensuite convertie en charge totale [54][70]. L'APE de la Nouvelle Galles du Sud fournit des informations sur quatorze techniques différentes de calcul de moyenne et d'équations utilisées pour déterminer la charge polluante annuelle des cours d'eau [54].

3.1.2 Estimateurs par le ratio

21. Les estimateurs par le ratio déterminent la charge journalière moyenne pour les jours où des concentrations ont été observées, l'ajustent proportionnellement à partir d'un paramètre échantillonné de manière plus approfondie, puis calculent la charge annuelle totale en multipliant la charge journalière ajustée par 365 [54][70]. Le paramètre le plus communément utilisé pour l'ajustement est celui des données sur les rejets, avec une estimation du ratio calculée comme suit :

$$Y_R = (y/x) X \quad (\text{Équation 3.1})$$

où :

y et x = les moyennes d'échantillon de y_i (données sur la charge) et x_i (données sur les rejets) ;
 Y_R = l'estimation du ratio d'une charge ; et
 X = les rejets.

22. Richards a souligné que, bien que des estimateurs par le ratio à variables multiples et utilisant plus d'un paramètre d'ajustement ont été décrits dans la littérature statistique, les mathématiques sont très complexes, et de tels estimateurs n'ont donc pas été appliqués aux problèmes d'estimation de la charge polluante [70].

23. Les estimateurs par le ratio supposent qu'il existe une relation linéaire entre les charges quotidiennes et le paramètre d'ajustement, qui passe par l'origine. Ces conditions n'étant pas réunies sur le terrain, les estimateurs par le ratio sont souvent biaisés [54][70]. Plusieurs chercheurs ont mis au point des estimateurs comprenant des termes de correction qui éliminent ou réduisent considérablement le biais (par exemple [72], p. 150 à 186).

3.1.3 Estimateurs par régression

24. Les estimateurs par régression, communément appelés courbes d'étalonnage, sont basés sur l'extrapolation d'un nombre limité de mesures de concentration sur toute la période d'intérêt en établissant une relation entre la concentration ou la charge de polluants et le débit du cours d'eau, et en appliquant cette relation à l'ensemble du relevé des rejets [54][70]. La plupart des estimateurs par régression sont basés sur un modèle de régression linéaire, mais la transformation logarithmique est fréquemment utilisée car de nombreux paramètres environnementaux sont approximativement distribués suivant une loi log-normale, et le logarithme de la charge ou de la concentration de polluants est supposé être une relation linéaire du logarithme du débit du cours d'eau.

25. Cependant, un certain nombre d'études ont montré que les estimations des courbes de régression basées sur cette relation entre logarithmes sont biaisées, en particulier pour la prédiction des charges sédimentaires [54].

26. Les problèmes les plus fréquents que posent les estimateurs par régression et les tentatives en vue de les surmonter ont été discutés en détail dans les publications [54] et [70].

3.2 Nutriments

27. Comme indiqué précédemment, les documents sur les inventaires des rejets dans l'eau fournis par les gouvernements nationaux et les agences internationales à l'usage des pays font actuellement défaut. Le Programme MED POL utilisera donc des techniques proposées dans les articles scientifiques évalués par des pairs.

28. Malve et al. [69] ont mis au point un modèle de coefficient d'exportation à grande échelle de la pollution diffuse dans le but de fournir des estimations raisonnables pour l'ensemble de l'Europe, basées sur des ensembles de données facilement accessibles, et qui pourrait être appliqué dans le cadre d'un modèle en grille des charges d'eau non polluée dans les eaux de surface. Ils ont utilisé un modèle linéaire de coefficient d'exportation et des données provenant d'un ensemble de bassins fluviaux observés pour estimer la charge de pollution diffuse terrestre. La charge annuelle totale transportée hors des bassins versants observés a été calculée en additionnant les charges provenant de toutes les utilisations des sols ainsi que les pertes estimées de l'habitat dispersé et des sources ponctuelles, en la multipliant par un coefficient de rétention et en soustrayant la quantité résultante de la rétention dans les lacs, comme suit :

$$L_j = r_1 * \left\{ \sum_{i=1}^n (e_i * C_{i,j}) + (S_j + P_j) \right\} - r_2 * lake_j \quad lake_j$$

(Équation 3.2)

où :

- L_j = charge totale provenant de sources terrestres ($\text{kg km}^{-2} \text{y}^{-1}$) ;
- r_1 = coefficient de rétention dans le bassin versant et dans les cours d'eau, à l'exclusion des lacs ;
- e_i = coefficient d'exportation pour I ($\text{kg y}^{-1} C_{i,j}$) ;
- $C_{i,j}$ = caractéristique (i) du bassin versant (j) ;
- S_j = charge due à l'habitat dispersé dans un bassin versant j ($\text{kg km}^{-2} \text{y}^{-1}$) ;
- P_j = charge provenant de sources ponctuelles dans un bassin versant j ($\text{kg km}^{-2} \text{y}^{-1}$) ;
- r_2 = pourcentage de rétention par lac ($\text{kg km}^{-2} \text{y}^{-1} \%^{-1}$) ;
- $lake_j$ = pourcentage de lac du bassin versant j (%).

29. Les calculs détaillés du modèle de coefficient d'exportation linéaire pour les paramètres nécessaires à l'établissement du rapport BBN, c'est-à-dire la demande biochimique en oxygène, l'azote total et les phosphores totaux, figurent dans la publication [69]. Les coefficients ont été ajustés aux données des bases de données de l'Agence européenne pour l'environnement concernant 79-106 bassins hydrographiques sélectionnés en Europe. L'étude 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. Les principales conclusions de l'étude sont les suivantes :

- i) le ruissellement, le nombre de têtes de bétail et la charge ponctuelle ont été des facteurs communs pour les charges de demande biochimique en oxygène, d'azote total et de phosphore total, le ruissellement étant le facteur le plus important ;
- ii) la superficie des terres cultivées a également contribué à la charge diffuse d'azote total ;
- iii) la pente moyenne et le ruissellement, en tant que facteur combiné, ont eu un effet négatif sur la charge diffuse de PT ; et iv) la superficie du lac a réduit les charges diffuses.

30. Les auteurs ont souligné qu'un ensemble plus important de données avec une résolution spatiale et temporelle plus élevée et un partitionnement des données basé, par exemple, sur le climat ou sur des modèles spatiaux, améliorerait encore la précision des estimations du coefficient d'exportation. De plus, lorsqu'ils sont appliqués à l'échelle du bassin versant, les paramètres doivent être mis à jour avec des données locales. Enfin, l'intégration des données provenant de la surveillance administrative, de la modélisation et de la gestion des bassins hydrographiques permettrait d'améliorer la disponibilité des données, les prévisions des modèles et la rentabilité des mesures et des politiques de gestion.

31. Zhang et al. [65] ont utilisé le cadre de transfert des polluants agricoles mis au point par l'ADAS pour générer des charges d'azote, de phosphore total et de sédiments provenant de sources agricoles diffuses en Angleterre et au Pays de Galles. Le cadre de transfert des polluants agricoles de l'ADAS a été développé pour la modélisation à l'échelle nationale à l'appui des politiques [73]. Le cadre prévoit les pertes de polluants des terres agricoles et des zones boisées à l'échelle du champ et

inclut les charges de polluants acheminées vers les cours d'eau. Une masse d'eau est représentée par un grand nombre de champs qui font ensuite l'objet d'une rétention à l'échelle du paysage afin d'estimer l'apport de pollution des terres agricoles aux rivières. Les eaux de surface et de subsurface (drainage terrestre) comptent parmi les voies d'acheminement de l'apport de pollution. Le cadre requiert trois types de données de base : des informations météorologiques quotidiennes, des données sur les attributs physiques de la terre et des données sur la gestion des cultures et du bétail. Des informations détaillées figurent dans les publications [65] et [73].

32. Plus récemment, Malago et al. [14] ont mis au point un modèle de régression statistique conceptuel (GREEN-Rgrid) pour estimer les flux de nutriments dans la mer Méditerranée. 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 d'après une structure de cellules de grille de routage pour établir la relation cellule de grille émettrice-réceptrice, où la charge de nutriments en amont est ajoutée comme une source ponctuelle supplémentaire à la cellule de grille réceptrice en aval. Ce modèle peut être utilisé pour estimer l'azote total, le phosphore total, le nitrate (N-NO₃) et l'orthophosphate (P-PO₄) provenant de sources non ponctuelles (diffuses) et ponctuelles.

33. La charge à la sortie d'une cellule de grille est exprimée comme suit :

$$L_i = [\text{SUR}_i S_i R_i + (\text{PS}_i + \text{UL}_i) R_i] * (1 - \text{RES}_i) \quad (\text{Équation 3.3})$$

où :

i = la cellule de grille ;

L = la charge annuelle de nutriments (tonne y⁻¹) ;

SUR = l'excédent de nutriments (azote et phosphore) dans la cellule de grille (tonne y⁻¹) ;

PS = les sources ponctuelles (tonnes y⁻¹) ;

UL = la charge en amont (tonne y⁻¹) ;

S et R = les facteurs de réduction du sol et de la rivière dans chaque cellule de grille (sans dimension) ;

RES = la rétention des nutriments dans les lacs/réservoirs (sans dimension).

3.3 Carbone organique total

34. Andrén et Käätterer [75] ont mis au point un modèle basé sur le bilan de carbone, dénommé « Introductory Carbon Balance Model » – ICBM, comme instrument de prévision des bilans de carbone dans le sol des terres agricoles suédoises. Toutefois, les auteurs ont souligné que le modèle pourrait également être utilisé pour d'autres estimations de la dynamique du carbone du sol, et que les régions suédoises pourraient être remplacées, dans le cadre du modèle, par n'importe quel nombre de régions dans le monde. Une description détaillée des hypothèses et du paramétrage du modèle figure dans la publication [75]. Les auteurs ont également souligné que pour l'application générale du modèle, il est crucial de trouver des moyens d'obtenir de bonnes valeurs de paramètres lorsque les données disponibles sont moins complètes, et ont proposé quelques stratégies à cette fin.

35. Nadeu [76] a effectué un examen approfondi des modèles qui tentent de simuler les flux de carbone induits par l'érosion à l'échelle du bassin versant ou de la région. L'auteur a souligné que le seul modèle qui considère l'effet de l'érosion due à la préparation du sol sur le sol et la redistribution du carbone est le modèle SPEROS-C [77], et a souligné que ce modèle a été appliqué avec succès dans de petits bassins versants agricoles et a permis de quantifier le carbone exporté et redistribué à chaque site ainsi que les flux verticaux associés [75][77]. Le modèle SPEROS-C consiste en une composante de redistribution du sol basée sur le modèle SPEROS [77] et une composante de dynamique du carbone organique du sol basée sur le modèle ICBM [75]. L'avantage du modèle SPEROS-C est qu'il simule la redistribution des sédiments et du carbone associé à la fois latéralement, c'est-à-dire spatialement entre les profils de sol, et verticalement, c'est-à-dire à l'intérieur des profils de sol en raison de l'enfouissement et de l'érosion. Il intègre donc la composante érosion du sol dans l'évolution du carbone organique du sol à l'échelle de la pente ou du bassin versant, et ce à travers une approche à plusieurs niveaux.

36. Plus récemment, Boix Fayos et al [21] ont utilisé l'approche de Nadeu pour estimer le carbone organique total redistribué (TOC_{red}) par les flux latéraux à l'échelle du bassin versant :

$$TOC_{red} = 0.26 \times TOC_{red} + 0.20 \times TOC_{red} + \sum TOC_{CD} + \sum TOC_{exp} \quad (\text{Équation 3.4})$$

où :

0.26 = la fraction des sédiments qui se redéposent sur les versants après l'érosion initiale, extraite d'exercices de modélisation au niveau des sous-bassins versants dans le bassin versant de Rogativa, Espagne [75] ;

0.20 = la fraction du carbone organique du sol qui est minéralisée au cours des processus de transport et de dépôt, extraite d'analyses documentaires ;

TOC_{red} = le carbone organique total redistribué ;

TOC_{CD} = le carbone organique total stocké dans les biseaux alluviaux derrière les barrages de retenue ;

TOC_{exp} = le carbone organique exporté en aval des barrages de retenue, estimé à la fois à partir du volume et de la densité des sédiments retenus par les barrages et de leur efficacité de piégeage.

3.4 Antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires

37. Wöhler et al [29] ont récemment évalué la pollution des eaux par les produits pharmaceutiques à usage humain et vétérinaire à trois niveaux géographiques : mondial, national (en Allemagne et aux Pays-Bas) et au niveau des bassins versants.

38. En ce qui concerne les charges de produits pharmaceutiques vétérinaires, ils ont effectué des estimations distinctes par type d'animal (bovins à viande, bovins laitiers, porcs, poulets de chair et poules pondeuses) pour l'Allemagne et les Pays-Bas dans leur ensemble et pour le bassin versant de la Vecht, qui est partagé entre les deux pays. Les principales voies d'émission directes (excrétion des animaux de pâturage) et indirectes (collecte et application du fumier) ont été prises en considération.

39. Les charges agrégées par type de produit pharmaceutique et de bétail ont été définies comme suit :

$$L_t[i] = L_d[i] + \sum_m L_{in}[i, m] \quad (\text{Équation 3.5})$$

où :

$L_t[i]$ = la charge totale d'un médicament vétérinaire spécifique provenant du type de bétail i (kg y^{-1}) ;

$L_d[i]$ = la charge provenant du fumier directement émise dans les pâturages (kg y^{-1}) ;

$L_{in}[i, m]$ = la charge indirecte provenant du fumier de type m (liquide ou solide) appliqué aux champs après un stockage temporaire.

40. Les charges directes ont été estimées selon la méthode suivante mise au point par Boxal et al. [78] :

$$L_d[i] = 365 \times a[i] \times f_e \times f_d[i] \quad (\text{Équation 3.6})$$

où :

a = la substance administrée par jour (kg d^{-1}) ;

f_e = la fraction excrétée ;

f_d = la fraction directement émise dans les pâturages.

41. La charge pharmaceutique provenant du fumier qui a été stocké avant d'être appliqué aux champs a été estimée par type de bétail i et par type de fumier m (liquide ou solide) à l'aide d'un modèle de dégradation de premier ordre, en supposant une production constante de fumier dans le temps.

$$L_{in}[i, m] = \frac{365}{T[i, m]} \times \left(\frac{a[i] \times f_e \times (1 - f_d[i]) \times f_{man}[i, m]}{k[i, m]} \times (1 - e^{-k[i, m] \times T[i, m]}) \right) \quad (\text{Équation 3.7})$$

où :

365/T = le nombre de périodes de stockage par an ;

a = la substance administrée par jour (kg d^{-1}) ;

f_e = la fraction excrétée ;

$(1 - f_d)^{[i]}$ = la fraction de la production quotidienne qui est stockée ;

$f_{man}^{[i, m]}$ = la fraction de fumier de type m ;

k = la vitesse de dégradation (jour^{-1}) ; par définition, $k = \ln(2)$ divisé par

la demi-vie de la substance (qui diffère selon le type de fumier et le type de bétail).

T = la durée d'une période de stockage (jours).

42. Les quantités de substances administrées (séparément pour les bovins à viande, les bovins laitiers, les porcs, les poulets de chair et les poules pondeuses) ont été estimées à partir des données sur les ventes de médicaments vétérinaires. Les données sur la dégradation des produits pharmaceutiques pendant le stockage du fumier ont été obtenues à partir d'articles scientifiques. En raison du manque de données spécifiques concernant le bétail, les auteurs ont supposé que les fractions d'excrétion étaient identiques à celles du métabolisme humain.

43. Les sources de données et les hypothèses du modèle figurent dans les données supplémentaires³ de la publication scientifique susmentionnée [29].

44. Les chercheurs ont souligné que si le transport des produits pharmaceutiques vers l'eau par lixiviation et ruissellement a été étudié dans le cadre d'essais expérimentaux, de tentatives de modélisation et de méthodes d'évaluation des risques, une méthode globale fait toutefois défaut.

45. L'Annexe II fournit des informations générales sur les « Techniques d'estimation des rejets et méthodologies appliquées pour estimer les rejets de pollution provenant du ruissellement des bassins versants ».

3.5 Commentaires sur la fiabilité, la précision et l'incertitude des calculs

46. Les études et inventaires examinés soulignent qu'il existe souvent de grandes différences entre les charges mesurées et les charges estimées calculées à l'aide de différentes méthodes. De multiples facteurs peuvent expliquer ces différences, dont l'absence de prise en considération de la topographie et de l'érosion du sol, les facteurs climatiques, l'interprétation/catégorisation inexacte des classes d'utilisation des terres et le manque de données fiables, entre autres [1][11][52][54][64][69-70]. Les recueils de l'OCDE [1][11] recommandent, lorsque les données sont insuffisantes ou manquantes, de ne pas s'appuyer sur une seule technique d'estimation et d'indiquer clairement toutes les hypothèses et les limites d'incertitude des résultats.

4. Conclusions

47. Le présent document offre un examen complet des techniques et des méthodologies appliquées pour estimer les rejets de sources non ponctuelles (diffuses) dans l'eau (c'est-à-dire le ruissellement des bassins versants) en se concentrant sur les rejets d'azote total, de phosphore total, de sédiments, de carbone organique total et d'antibiotiques et produits pharmaceutiques vétérinaires.

³ Annexe II. Données supplémentaires : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589914720300049#appsec1>.

48. Au cours du processus de recherche documentaire (sources fournies à l'Annexe III) et de compilation des informations, il est ressorti que :

- a) Les estimations doivent être considérées au niveau du bassin versant plutôt qu'au niveau de l'aire de drainage, si possible ;
- b) Contrairement au domaine de l'inventaire des émissions atmosphériques, les documents sur les inventaires des rejets dans l'eau fournis par les gouvernements nationaux et les agences internationales à l'usage des pays font défaut.
- c) Bien souvent, il n'y a pas de technique d'estimation des rejets provenant des sources non ponctuelles (diffuses) susmentionnées dans l'eau et dans le sol.
- d) Des informations appropriées sur les rejets provenant de sources non ponctuelles (diffuses) dans l'eau sont essentielles pour mener à bien le processus de modélisation d'un bassin versant. Toutefois, il s'agit d'un domaine de recherche scientifique complexe qui nécessite des connaissances spécialisées plus approfondies.

Annexe I
Inventaires de la pollution des sources diffuses / non diffuses

Brief Overview

49. The need for reliable estimation and prediction of non-point (diffuse) pollutant exports on a catchment scale has been discussed in several Inventories and Guidance documents [1][8] [52-55].

50. The first proposal of a European Inventory of Emissions to Inland Waters focused on four main issues:

- i) the substances to report;
- ii) the sources generating emissions/releases;
- iii) the spatial; and
- iv) time scales for reporting [52].

51. For the purposes of the EEA, only the topographic surface catchments were considered. The European Commission's Joint Research Centre (JRC) developed the River and Catchment Database as the first comprehensive database of river networks and catchment boundaries for the entire European continent. This Database enabled linking between river and area drained, and together with the hierarchical structure from small catchments to large river basins, allowed the study of relevant processes at a variety of scales and independent of national and/or administrative boundaries [53]. These data are available to the European Environment Agency, DG Eurostat, DG Environment and others for use within the European institutional framework and for supporting the Water Information System for Europe [53].

52. The Australian Inventory [54] is a comprehensive compilation of techniques which can be used to estimate catchment exports. It also provides information on categorisation of catchment models including the assumptions, inputs required, complexity, ease of use, availability and application to Australian catchments, model acceptance criteria and the uncertainty associated with model outputs. It also describes and discusses methods for pollutant load estimation based on direct observation and provides an inventory of nutrient generation rates and modelling groups in Australia. The authors concluded that physics-based models and the more complex conceptual models are not appropriate for estimating catchment exports across most Australian catchments. However, that empirical and conceptual approaches can be combined to provide models that enable i) event responsiveness and sensitivity to climate variability; ii) allow investigation of catchment source strengths and iii) general physical interpretability of modelling result [54]. Additionally, it was also concluded that there is no single optimal sediment and nutrient (direct) load estimation technique. The selection of an appropriate load estimation technique depends not only on the availability of concentration and discharge data, but also on the hydrological characteristics of the catchment being analyzed, the expected accuracy of estimates and the preferred complexity of the load estimation technique. All techniques considered were found to have disadvantages in certain situations [54].

53. The UNITAR Guidance [55] suggested linking of pollution factors with 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 could perform a reasonable estimate of aggregate emissions arising from non-point (diffuse) sources of certain pollutants starting from simple, known parameters that are readily measured or obtained for each source type.

54. The OECD Resource Compendiums of PRTR release estimation techniques provide updated description of aims and uses of emissions inventories [1][11]. The documents underlined that

55. The preparation of non-point inventories on discharges to water represents an essential part of the catchment modelling process. They also acknowledged that it is also a complex area of scientific research which requires a greater depth of expert knowledge. Moreover, both Compendiums (2003 and more recent, 2020) highlighted that unlike the air emissions inventory area, there are no extensive guidance documents on inventories on discharges to water provided by national governments and international agencies for countries to use [1][11].

Annexe II

Vue d'ensemble des approches, de l'exactitude et de l'incertitude et du contrôle de la qualité et de l'assurance de la qualité associés aux techniques et aux méthodologies appliquées pour l'estimation des rejets de pollution provenant du ruissellement des bassins versants

Overview of available approaches

56. The OECD Resource Compendium highlights that there is a wide variety of models and techniques to estimate the pollutant loads from catchment areas. These techniques are generally incorporated into empirical, conceptual and/or physics-based catchment models [1][11]. 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 [56] and on management measures to prevent and solve non-point source problems in watersheds [57]. It highlights the importance of site and catchment hydrology, and analysis of on-site treatment needs in understanding nonpoint source problems and the impacts of management measures on pollutant sources and delivery patterns [57]. The Chapter on Loading techniques [56] describes different loading models designed to predict pollutant movement from the land surface to waterbodies which are categorized as watershed loading models, field-scale models, and receiving-water models. Of these, field-scale models are most frequently used in agricultural systems [56]. Chapter 5 [57] provides a very good summary of models that have been evaluated for a relatively wide range of conditions and have been shown to be appropriate for the farm or field including GLEAMS [58], EPIC [59], DRAINMOD [60], REMM (Riparian Ecosystem Management Model) [61] and others.

57. The Australian National Pollutant Inventory [54] provides a thorough overview of techniques for pollutant loads estimates and the response of a catchment to rainfall events, the implementation of different modelling approaches including calibration acceptance criteria, and the factors affecting the predictive capacity of models.

58. In Europe, the European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) promulgated by the Regulation No 166/2006⁴ stipulates that E-PRTR database must include releases of pollutants from diffuse sources where available [62]. 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 a number of 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 [62].

59. However, despite these efforts, currently there are no extensive guidance documents on inventories on discharges to water provided by national governments and international agencies for countries to use [1][11].

Accuracy and uncertainty

60. The OECD Compendium summarizes factors that influence the quality of inventories. These include 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][11]. For non-point (diffuse) source emissions sources the feasibility and level of accuracy are determined by the types and quality of available information [1]. The UNITAR Guidelines highlights that the availability of information needed varies 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 [55]. The USEPA highlighted that prediction uncertainty is caused by natural process variability, and bias and error in sampling, measurement, and modeling [56].

⁴ <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2006/166/2009-08-07>

61. According to the OECD Compendium [1][11], 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.

Quality control and quality assurance

62. The IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories provides a comprehensive description of the quality assurance/quality control (QA/QC) and verification which are also relevant to inventories of non-point (diffuse) sources to water [63]. Well-developed and established QA/QC contributes to the transparency, consistency, comparability, completeness, and accuracy of inventories (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. The QC system is compiled by the inventory team and 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. 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.

The OECD Compendium [1][11] 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. Moreover, the important missing data (e.g., missing pollutants, missing source types) also need to be acknowledged and documented [1][11].

Annexe III
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] USGS (2021). Runoff: Surface and Overland Water Runoff. url: https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/runoff-surface-and-overland-water-runoff?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects, accessed February 3rd, 2021.
- [3] Voulvoulis, N., Arpon, K.D. and Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of The Total Environment* 575 (1): 358-366.
- [4] 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* 2020, 12 2590: doi:10.3390/w12092590
- [5] Wiering, M., Crabbé, A. and Boezeman, D. (2020) (Eds). url: MDPI Special Issue “Water Quality and Agricultural Diffuse Pollution in Light of the EU Water Framework Directive”. url: https://www.mdpi.com/journal/water/special_issues/Water_Framework_Directive_Pollution
- [6] Wiering, M., Boezeman, D. and Crabbé, A. (2020). The Water Framework Directive and Agricultural Diffuse Pollution: Fighting a Running Battle? *Water* 2020, 12, 1447. <https://doi.org/10.3390/w12051447>
- [7] Novotny, V. (1999). Diffuse Pollution from Agriculture – A Worldwide Outlook. *Water Science and Technology* 39(3): 1-13.
- [8] 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.
- [9] Sharpley, A.N., Bergstrom, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C.H., Borling, K., Djodjic, F., Jarvie, H.P., Schoumans, O.F., Stamm, C., Tonderski, K.S., Ulen, B., Uusitalo, R. and Withers, P. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio* 44 Suppl 2:163-79. doi: 10.1007/s13280-014-0612-x
- [10] OECD (2017). OECD (2017). Diffuse Pollution, Degraded Waters. Emerging Policy Solutions. Policy Brief. <https://www.oecd.org/environment/resources/Diffuse-Pollution-Degraded-Waters-Policy-Highlights.pdf>
- [11] 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&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono(2003)14&doclanguage=en)
- [12] Merheb, M., Moussa, R., Abdallah, C., Colin, F., Perrin, C. and Baghdadi, N. (2016). Hydrological response characteristics of Mediterranean catchments at different time scales: a meta-analysis. *Hydrological Sciences Journal* 61 (14): 2520-2539. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2016.1140174>
- [13] García-Pintado J, Martínez-Mena M, Barberá GG, Albaladejo J, Castillo VM. (2007). Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of Total Environment* 373(1):220-39. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.10.046.
- [14] 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>.
- [15] Caille, F., Riera, J. L. and Rosell-Mele, A. (2012). Modelling nitrogen and phosphorus loads in a Mediterranean river catchment (La Tordera, NE Spain). *Hydrological Earth Systems Science* 16: 2417–2435, doi:10.5194/hess-16-2417-2012.

- [16] 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 (3):434-53. doi: 10.1007/s00267-001-2692-1. PMID: 12148076.
- [17] Estrany, J., Garcia, C. and Batalla, R. J. (2009). Suspended sediment transport in a small Mediterranean agricultural catchment. *Earth Surface Processes and Land Forms* 34 (7): 929-940. url: <https://doi.org/10.1002/esp.1777>
- [18] Lizaga, I., Gaspar, L., Latorre, B. and Navas, A. (2020). Variations in transport of suspended sediment and associated elements induced by rainfall and agricultural cycle in a Mediterranean agroforestry catchment. *Journal of Environmental Management* 272, 111020. url: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111020>.
- [19] Tuset, J., Vericat, D. and Batalla, R. J. (2016). Rainfall, runoff and sediment transport in a Mediterranean mountainous catchment. *Science of The Total Environment* 540: 114-132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.075>
- [20] Roig-Planasdemunt, M., Llorens, P. and Latron, J. (2017). Seasonal and storm flow dynamics of dissolved organic carbon in a Mediterranean mountain catchment (Vallcebre, eastern Pyrenees). *Hydrological Sciences Journal* 62(1): 50-63. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1170942>
- [21] Boix Fayos, C., de Vente, J., Nadeu, E., Almagro, M., Pérez-Cutillas, P., Navas, A., Gaspar, L., Martínez-Mena, M. (2017). Losses and redistribution of organic carbon by erosion in fragile agricultural and restored catchments. *Global Symposium on Soil Organic Carbon*. Held in Rome, Italy 21-23 March, 2017. url: <http://www.fao.org/3/a-br999e.pdf>
- [22] Alvarez-Cobelas, M., Angeler, D., Sánchez-Carrillo, S., & Almendros, G. (2012). A worldwide view of organic carbon export from catchments. *Biogeochemistry*, 107(1/3): 275-293. Retrieved February 7, 2021, from <http://www.jstor.org/stable/41410562>.
- [23] Glendell M. and Brazier, R.E. (2014). Accelerated export of sediment and carbon from a landscape under intensive agriculture. *Science of Total Environment* 476-477: 643-656. url: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.057>
- [24] Gros M, Mas-Pla J, Boy-Roura M, Geli I, Domingo F, Petrović M. (2019). Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site (Baix Empordà, NE Catalonia). *Science of Total Environment* 654:1337-1349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.061>
- [25] Jechalke S, Heuer H, Siemens J, Amelung W, Smalla K. (2014). Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends in Microbiology* 22(9):536-45. doi: 10.1016/j.tim.2014.05.005.
- [26] Heuer H, Schmitt H, Smalla K. (2011). Antibiotic resistance gene spread due to manure application on agricultural fields. *Current Opinions in Microbiology* 14(3):236-43. doi: 10.1016/j.mib.2011.04.009.
- [27] Kaczala, F. and Blum, S. E. (2016). The Occurrence of Veterinary Pharmaceuticals in the Environment: A Review. *Current Analytical Chemistry* 12:169-182. <https://doi.org/10.2174/1573411012666151009193108>
- [28] Karcı A. and Balcıoğlu I.A. (2009). Investigation of the tetracycline, sulfonamide, and fluoroquinolone antimicrobial compounds in animal manure and agricultural soils in Turkey. *Science of Total Environment* 407:4652-4664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.047>
- [29] Wöhler, L., Niebaum, G., Krol, M. and Hoekstra, A.Y. (2020). The grey water footprint of human and veterinary pharmaceuticals. *Water Research X* (7-1):100044. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100044>
- [30] European Environmental Agency, EEA (1995). Stanners, D. and Bourdeau, P. (Eds). *Europe's Environment: The Dobbris Assessment*. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark. url: <http://www.augty.org/pdf/dobbris.pdf>
- [31] 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>
- [32] Correll, D.L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality* 27:261-266.

- [33] Smith, V.H. and Schindler, D.W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* 24, pp. 201–207.
- [34] Ansari, A.A., Sarvajeet, S.G., Lanza, G.R. and Rast, W. (Eds.) (2011). Eutrophication: causes, consequences and control. eBook. Springer Publishing. ISBN 978-90-481-9625-8. url: <http://www.springer.com/gp/book/9789048196241>.
- [35] Hautier, Y., Niklaus, P.A. and Hector, A. (2009). Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* 324(5927): 636-638. DOI: 10.1126/science.1169640.
- [36] Briand, J.F., Jacquet, S., Bernard, C. and Humbert, J.F. (2003). Review article Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research* 34, pp. 361–377.
- [37] Banack, S.A., T.A. Caller, and E.W. Stommel (2010). The cyanobacteria derived toxin Beta-N-Methylamino-L-Alanine and Amyotrophic Lateral Sclerosis. *Toxins* 2:2837-2850.
- [38] Brand LE, Pablo J, Compton A, Hammerschlag N, Mash DC. (2010). Cyanobacterial Blooms and the Occurrence of the neurotoxin beta-N-methylamino-L-alanine (BMAA) in South Florida Aquatic Food Webs. *Harmful Algae* 9 (6):620-635.
- [39] Dodds, W.K., Bouska, W.W., Eitzmann, J.L., Pilger, T.J., Pitts, K.L., Riley, A.J., Schloesser, J.T and Thornbrugh, D.J. (2009). Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology* 43:12-19.
- [40] Pretty, J., Mason, C., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. and Dils, R. (2003). Policy Analysis Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology* 37(2), pp. 201–208.
- [41] Pearl, H. and Huisman, J. (2008). Blooms Like it Hot. *Science* 320 (5872):57-8. DOI:10.1126/science.1155398
- [42] Paerl, H.W. and Paul, V.J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful Cyanobacteria. *Water Research* 46(2012):1349-1363.
- [42] Jacobson, P.C., Hansen, G. J. A., Bethke, B.J. and Cross, T.K. (2017). Disentangling the effects of a century of eutrophication and climate warming on freshwater lake fish assemblages. *PLoS ONE* 12 (8): e0182667. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182667>.
- [43] Collins, A. L., Naden, P.S., Sear, D.A., Jones, J.I., Foster, I.D.L. and Morrow, K. (2011). Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects. *Hydrological Processes* 25 (13): 2112-2129. <https://doi.org/10.1002/hyp.7965>
- [44] US National Research Council (1993). Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture (1993). Chapter: 9 Fate and Transport of Sediments. url: <https://www.nap.edu/read/2132/chapter/13>
- [45] Woodward, J. and Foster, I. (1997). Erosion and Suspended Sediment Transfer in River Catchments: Environmental controls, processes and problems. *Geography* 82 (4): 353-376. <https://www.jstor.org/stable/40572952>.
- [46] FAO (1996). Control of water pollution from agriculture - FAO irrigation and drainage paper 55. Chapter 2: Pollution by sediments url: http://www.fao.org/tempref/agl/AGLW/ESPIM/CD-ROM/documents/6A_e.pdf
- [47] Morris, D. P., Zagarese, H., Williamson, C. E., Balseiro, E. G., Hargreaves, B. R., Modenutti, B., Moeller, R. and Queimalinos, C. (1995). The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography* 40(8):1381–1391.
- [48] Sarmah A.K., Meyer M.T. and Boxall A.B. (2006). A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere*. 65(5):725-59. doi: 10.1016/j.chemosphere.
- [49] Neher, T.P., Ma L., Moorman T.B., Howe A.C., and Soupier ML (2020) Catchment-scale export of antibiotic resistance genes and bacteria from an agricultural watershed in central Iowa. *PLoS ONE* 15(1): e0227136. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227136>.
- [50] O'Neill J. (2016). Tackling Drug-Resistant Infections Globally: Final Report and Recommendations. The Review on Antimicrobial Resistance. Retrieved from https://amr-review.org/sites/default/files/160518_Final%20paper_with%20cover.pdf

- [51] UN Interagency Coordination Group (IACG) on Antimicrobial Resistance (2019). No Time to Wait: Securing the future from drug-resistant infections. Report to the Secretary-General of the United Nations. url: <https://www.who.int/antimicrobial-resistance/interagency-coordination-group/final-report/en/>
- [52] European Environmental Agency (1998). A European Inventory of Emissions to Inland Waters. A first Proposal. Technical Report No.8. url: <https://www.eea.europa.eu/publications/TEC08>
- [53] European Commission (2007). Vogt, J., Soille, P., de Jager, A., Rimaviciute, E. Mehl, W., Foisneau, S., Bódis, K., Dusart, J., Paracchini, M.L., Haastrup, P. and Bamps, C. A pan-European River and Catchment Database. JRC Technical Report. url: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d275b321-335f-4ce2-b339-c0009de89af3/language-en>
- [54] New South Wales EPA (1999). Review of Techniques to Estimate Catchment Exports (New South Wales EPA, Sydney, NSW, Australia).
<http://www.npi.gov.au/system/files/resources/ac997f84-17a2-f724-6def-bd3a47b9e4b4/files/nswreport.pdf>.
- [55] 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
- [56] 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>.
- [57] US EPA (2003). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Chapter 5: Using Management Measures to Prevent and Solve Nonpoint Source Problems in Watersheds. url: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap5_0.pdf
- [58] Leonard, R.A., Knisel, W.G. and Davis, F.M. (1995). Modelling pesticide fate with GLEAMS. *European Journal of Agronomy* 4 (4): 485-490. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(14\)80100-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(14)80100-7).
- [59] Williams, J.R. (1990). The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) Model: A Case History *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 329 (1255). Quantitative Theory is Soil Productivity and Environmental Pollution (Sep. 29, 1990), pp. 421-428.
<https://www.jstor.org/stable/76847>
- [60] Skaggs, R. W., Youssef, M. A. and Chescheir, G. M. (2012). DRAINMOD: model use, calibration, and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 55(4): 1509-1522.
- [61] Lowrance, R., Altier, L. S., Williams, R. G., Inamdar, S. P., Sheridan, J. M., Bosch, D. D., Hubbard, R. K. and Thomas, D. L. (2000). REMM: The Riparian Ecosystem Management Model. *Journal of Soil and Water Conservation* January 55 (1): 27-34.
- [62] 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.
- [63] 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>
- [64] Li, H., Zhang, Y. and Zhou, X. (2015). Predicting Surface Runoff from Catchment to Large Region. *Advances in Meteorology*, vol. 2015. Article ID 720967, 13 pages, 2015.
<https://doi.org/10.1155/2015/720967>
- [65] Zhang, Y., Collins, A.L., Murdoch, N., Lee, D. and Naden, P.S. (2014). Cross sector contributions to river pollution in England and Wales: Updating waterbody scale information to support policy delivery for the Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy* 42: 16-32.
- [66] Kirchner, J.W. (2009). Catchments as simple dynamical systems: Catchment characterization, rainfall-runoff modeling, and doing hydrology backward. *Water Resources Research* 49. url: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/2008WR006912>

- [67] Kronvang, B., Behrendt S.A., Arheimer, B. et al. (2009). Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *Journal of Environmental Monitoring* 11: 572–583. DOI: 10.1039/b900101h
- [68] Crabtree, B., Kelly, S., Green, H., Squibbs, H. and Mitchell, G. (2009). Water Framework Directive catchment planning: a case study apportioning loads and assessing environmental benefits of programme of measures. *Water Science and Technology* 59(3):407-16. DOI: 10.2166/wst.2009.875.
- [69] 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
- [70] 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>
- [71] Williams, R., Keller, V., Voss, A., Barlund, I., Malve, O., Riihimaki, J., Tattari, S. and Alcamo, J. (2012). Assessment of current water pollution loads in Europe: estimation of gridded loads for use in global water quality models. *Hydrological Processes*, 26 (16). 2395-2410. 10.1002/hyp.9427
- [72] Cochran, W.G. (1963). *Sampling Techniques* (2nd edition). Wiley Publications in Statistics. John Wiley and Sons, New York, 413 p.
- [73] Collins, A.L. and Zhang, Y. (2015). Application of a cross sector pollutant source apportionment modelling framework to protected sites. Improvement Programme for England's Natura 2000 Sites (IPENS)– Planning for the Future IPENS008a. url: www.gov.uk/government/publications/improvement-programme-forenglands-natura-2000-sites-ipens.
- [74] FAO (1996). Wischmeier and Smith's Empirical Soil Loss Model (USLE). In: *Land husbandry - Components and strategy*. url: <http://www.fao.org/3/t1765e/t1765e0e.htm>
- [75] Andrén, O. and Kätterer, T. (1997). ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications*, 7(4): 1226-1236.
- [76] Nadeu, E. (2013). Soil erosion and organic carbon mobilization at the catchment scale: factors, processes and impact on the carbon balance [online]. Faculty of Biology. University of Murcia, <http://hdl.handle.net/10803/120510>
- [77] Van Oost, K., G. Govers, T. A. Quine, G. Heckrath, J. E. Olesen, S. De Gryze, and R. Merckx (2005), Landscape-scale modeling of carbon cycling under the impact of soil redistribution: The role of tillage erosion. *Global Biogeochemistry Cycles* 19, GB4014. doi:10.1029/2005GB002471.
- [78] Boxall, A.B., Fogg, L.A., Blackwell, P.A., et al. (2004). Veterinary medicines in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 180, 1e91.