

2013-2015 – « l'eau et les aménagements urbains » - Action 39 – sous action 1.2



Emissions de N₂O dans les procédés de traitement des ERUs

Etat des connaissances

Rapport final

Julien BOLLON (Irstea)
Ahlem FILALI (Irstea)
Yannick FAYOLLE (Irstea)
Sylvie GILLOT (Irstea)

Décembre 2013

Convention Onema-Irstea

- **AUTEURS**

Julien BOLLON, Ingénieur de recherche (Irstea), julien.bollon@irstea.fr

Ahlem FILALI, Chargée de recherche (Irstea), ahlem.filali@irstea.fr

Yannick FAYOLLE, Ingénieur de recherche (Irstea), yannick.fayolle@irstea.fr

Sylvie GILLOT, Directrice de recherche (Irstea), sylvie.gillot@irstea.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema : Céline Lacour, Chargée de mission sur l'eau et les aménagements urbains (Onema), celine.lacour@onema.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : International

Couverture géographique : International

Niveau de lecture : Professionnels

- **RESUME**

Le protoxyde d'azote (N₂O) est un puissant gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement est équivalent à 320 fois celui du dioxyde de carbone. Il joue également un rôle important dans la destruction de la couche d'ozone.

Bien que les activités anthropiques, en liens avec l'agriculture, l'industrie ou la production d'énergie soient responsables de la majeure partie de ses émissions, il peut également être produit et émis lors du traitement des eaux usées par les processus biologiques de nitrification et dénitrification impliqués dans le traitement de l'azote.

Les processus biologiques majeurs de production de N₂O sont la nitrification autotrophe, la dénitrification autotrophe et la dénitrification hétérotrophe. Les émissions de N₂O sont soumises à de nombreux facteurs d'influence : conditions d'oxygénation, concentrations en nitrite, ratio C/N, pH, température, variations transitoires des conditions opératoires. Dans le cas des procédés de traitement extensifs, des paramètres d'influences supplémentaires sont à considérer. Les principaux sont la saturation en eau du substrat, les variations saisonnières, les conditions hydrologiques et le type de plantes.

Les données de la littérature portant sur les émissions *in situ* de N₂O sont dispersées, indiquant des taux compris entre 0,001 – 4,0% de la charge d'azote entrante pour les procédés intensifs et 0,006 – 1,83% de la charge d'azote entrante pour les procédés extensifs. La dispersion de ces résultats est en partie liée à la diversité des méthodes de prélèvement et d'analyse des gaz. D'autre part, les caractéristiques des effluents et les paramètres de fonctionnement des stations de traitement qui engendrent de multiples conditions de traitement ont également un impact sur le taux d'émission mesuré.

En France, l'article 75 de la loi Grenelle II du 12 Juillet 2010 et le décret d'application n° 2011-829 du 11 juillet 2011, rendent obligatoires pour les collectivités territoriales de plus de 50 000 habitants, le rendu de bilans d'émission des GES et la mise en place de démarches visant à leur réduction. Lors de l'élaboration de ces bilans, l'estimation des émissions de GES repose principalement sur l'utilisation de facteurs d'émission fixes connus. Actuellement, le facteur d'émission directe de N₂O (3,2 g N₂O/EH/an équivalent à 0,037% de la charge d'azote entrante) recommandé par le GIEC, provient de données acquises sur une seule station d'épuration à boues activées d'Amérique du Nord.

Compte tenu de la forte dispersion des facteurs d'émission de N₂O et du faible nombre de mesures réalisées en France, il semble important d'acquérir plus de données *in situ* et de préciser le lien entre les émissions observées et les paramètres opératoires des procédés.

- **MOTS CLES : PROTOXYDE D'AZOTE, N₂O, GAZ A EFFET DE SERRE, NITRIFICATION, DENITRIFICATION, STATION D'EPURATION.**

- **NITROUS OXIDE EMISSION DURING WASTEWATER TREATMENT**

- **ABSTRACT**

Nitrous oxide (N₂O) is a potent greenhouse gas, about 320 more effective than carbon dioxide and a major sink for stratospheric ozone. Although anthropogenic activities, including agriculture, industry and energy are responsible for the majority of its emissions, N₂O can also be emitted by wastewater treatment plants during nitrogen conversion.

Microbial processes such as hydroxylamine oxidation, nitrifier denitrification and heterotrophic denitrification have been identified as a major source of N₂O production. *In situ*, several parameters favoring N₂O production were identified: low dissolved oxygen concentration, accumulation of nitrite, low ratio of COD to N-compounds, pH, temperature and rapidly changing operating conditions. For extensive processes additional factors influencing N₂O production must be considered. The main ones are: seasonal variations, water saturation of substrate, hydrological conditions and plants species.

N₂O Emission data from literature show a huge variation in the fraction of nitrogen that is emitted as N₂O for both intensive [0,001 – 4,0%] and extensive [0,006 – 1,83%] processes. Results dispersion is linked to the diversity of measurement protocols and to the diversity of processes and their operating conditions.

In France, Article 75 of the Grenelle II law of 12 July 2010 and the implementing decree No. 2011-829 of 11 July 2011, make mandatory for territorial authorities of more than 50 000 inhabitants, the report of greenhouse gases emissions balance and the development of procedures to mitigate them. The estimation of GHG emissions is mainly based on the use of fixed emission factors. Currently, the direct emission factor of N₂O (3.2 g N₂O/EH/an equivalent to 0.037% of the influent N load) recommended by the IPCC comes from data acquired on a single activated sludge wastewater treatment plant located in North America.

Given the wide dispersion of N₂O emission factors and the limited number of full-scale measurements in France, it seems important to gain more *in situ* data and to clarify the relationship between the observed emissions and processes operating conditions.

- **KEY WORDS : NITROUS OXIDE, N₂O, GREENHOUSE GAS, NITRIFICATION, DENITRIFICATION, WASTEWATER TREATMENT PLANT**

- **SOMMAIRE**

1. Introduction	6
2. Protoxyde d'azote et traitement de l'eau	7
2.1. Processus biochimiques de production	7
2.1.1. Oxydation de l'hydroxylamine	7
2.1.2. Dénitrification autotrophe	8
2.1.3. Dénitrification hétérotrophe	8
2.2. Unités utilisées lors de l'expression des facteurs d'émission	8
2.3. Facteurs d'influence	8
2.3.1. Conditions d'oxygénation	8
2.3.2. Concentration en ions nitrite	9
2.3.3. Ratio C/N	9
2.3.4. pH et température.....	10
2.3.5. Variation transitoire des conditions opératoires	10
2.3.6. Synthèse des facteurs d'influence de la production de N ₂ O	10
3. Emissions <i>in situ</i> de N₂O	10
3.1. Procédés intensifs	10
3.1.1. Procédés étudiés.....	10
3.1.2. Emissions observées.....	11
3.1.3. Contribution respective des bactéries autotrophes nitrifiantes et hétérotrophes dénitrifiantes aux émissions observées.....	13
3.2. Procédés extensifs	13
3.2.1. Procédés étudiés.....	13
3.2.2. Paramètres d'influence spécifiques aux procédés extensifs.....	13
3.2.3. Emissions observées.....	14
4. Conclusions	15
5. Sigles & Abréviations	16
6. Bibliographie	17
7. Table des illustrations	21
8. Annexe 1 : Facteurs d'émission <i>in situ</i> des procédés intensifs	22
9. Annexe 2 : Facteurs d'émission des procédés extensifs	25

- **EMISSIONS DE N₂O DANS LES PROCÉDES DE TRAITEMENT DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES : ETAT DES CONNAISSANCES**

1. Introduction

Le protoxyde d'azote ou N₂O est le troisième gaz à effet de serre (GES) le plus émis au niveau mondial après le CO₂ et le CH₄. Son potentiel de réchauffement est équivalent à 320 fois celui du dioxyde de carbone et sa durée de vie est d'environ 120-150 ans (GIEC¹, 2007). Il joue également un rôle important dans la destruction de la couche d'ozone en réagissant avec un atome d'oxygène pour former l'oxyde nitrique (NO) (Ravishankara *et al.* 2009). Principalement d'origine naturelle (sols et océans), il est également émis par les activités anthropiques, en particulier l'agriculture, l'industrie, l'énergie, le traitement des déchets ainsi que le traitement des eaux usées, dans lequel il est émis pendant les processus de nitrification et de dénitrification de l'azote (Kampschreur *et al.* 2009b).

L'inventaire 2013 CCNUC, CITEPA/MEEDDM indique une production Française (Métropole et Outre-mer) de protoxyde d'azote de 193 000 tonnes en 2011, tous secteurs confondus, soit une valeur de 60 Mégatonnes (Mt) équivalent CO₂. Le secteur de l'agriculture possède la contribution la plus importante avec 172 000 tonnes, soit quasiment 90% de l'empreinte anthropique totale. Le secteur du traitement de l'eau possède quant à lui une contribution largement plus modeste (2500 tonnes) et représente 1,3% de ce total.

Bien que les émissions de N₂O issues du traitement de l'eau paraissent négligeables comparées à l'ensemble des quantités émises, le contexte réglementaire et sociétal actuel de lutte contre les émissions de GES oblige à considérer et limiter l'ensemble de leurs flux, quelles qu'en soient les sources.

En France, l'article 75 de la loi Grenelle II du 12 Juillet 2010 et le décret d'application n° 2011-829 du 11 juillet 2011, rendent obligatoires pour les collectivités territoriales de plus de 50 000 habitants, le rendu des bilans d'émission des GES et la mise en place de démarches visant à leur réduction. Aussi, la Directive n° 2003/87/CE du 13 Octobre 2003, annexe IV, fixe les méthodes de calcul des émissions de GES comme suit :

Emissions = Données d'activité x Facteur d'émission x Facteur d'oxydation

Dans cette formule, « les données d'activités [...] sont surveillées sur la base des données relatives à l'approvisionnement de l'installation ou de mesures » alors que « Des facteurs d'émission connus sont utilisés ».

L'annexe II de cette même directive désigne le N₂O comme GES. Il est donc visé par ce bilan.

Actuellement, le facteur d'émission directe (3,2 g N₂O/EH/an), utilisé dans le cadre d'analyses environnementales des procédés d'épuration et recommandé par le GIEC, provient de données acquises sur une seule station d'épuration à boues activées d'Amérique du Nord (Czepiel *et al.* 1995). Cette approche simplificatrice ne traduit pas l'hétérogénéité des résultats publiés et la variété des conditions de traitement rencontrées dans les procédés de traitement des eaux usées.

En effet, les données de la littérature portant sur les émissions de N₂O en stations d'épuration sont dispersées, indiquant des taux compris entre 0,001% et 4,0% de la charge entrante en azote pour les procédés de traitement biologique. La dispersion de ces résultats est en partie liée à la diversité des méthodes de prélèvement et d'analyse des gaz. D'autre part, les caractéristiques des effluents (charges organiques et ammoniacale volumiques, DCO/N, variation journalière des charges, pH et température,...) et les paramètres de fonctionnement des stations d'épuration (mode d'aération, hydrodynamique, temps de séjour des boues et de l'eau, ...) qui engendrent de multiples conditions de traitement ont également un impact sur le taux d'émission mesuré (Kampschreur *et al.* 2009b; Ahn *et al.* 2010b).

Parallèlement à cela, il existe très peu de données bibliographiques sur les émissions de N₂O des procédés d'épuration en France.

Nous constatons donc un fossé flagrant entre les aspects réglementaires qui exigent des facteurs d'émission reconnus pour la mise en place de bilans de GES, la littérature scientifique qui montre la

¹ Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du Climat (GIEC) est un organisme intergouvernemental qui a pour but d'évaluer l'information scientifique, technique et socio-économique pour comprendre le risque du changement climatique d'origine humaine. Il produit principalement des rapports d'évaluation, et des directives sur les méthodes et les pratiques en matière d'inventaire des émissions nationales de gaz à effet de serre.

forte variabilité des facteurs d'émission et la réalité de l'utilisation d'un unique facteur d'émission pour ces bilans.

Le présent document a pour objectif de réaliser un état des lieux des connaissances scientifiques sur les émissions de N_2O de différents procédés de traitement des eaux urbaines résiduaires. Il présente tout d'abord les mécanismes biologiques responsables de la production de N_2O lors des différentes étapes du traitement de l'azote, que ce soit sur les procédés extensifs ou intensifs puis expose les différents facteurs d'émission de la littérature associés à ces types de procédés.

2. Protoxyde d'azote et traitement de l'eau

Dans les procédés biologiques de traitement des eaux résiduaires, la nitrification et la dénitrification sont les principaux processus mis en œuvre pour l'élimination de l'azote. Au cours de ces processus une partie de l'azote peut être émise sous forme de monoxyde d'azote (NO) et de protoxyde d'azote (N_2O).

Le protoxyde d'azote, formé par voie biochimique, est produit en phase liquide. Sa présence en phase gazeuse est donc directement liée à sa cinétique de transfert liquide-gaz. Ce phénomène est cependant complexe dans les procédés de traitement de l'eau. En effet, le transfert liquide-gaz est intimement lié aux propriétés hydrodynamiques des réacteurs (agitation, viscosité de la phase liquide) et aux conditions d'aération (entraînement gazeux, modification des propriétés rhéologiques).

2.1. Processus biochimiques de production

Les principales voies de production de N_2O lors de la nitrification/dénitrification sont : l'oxydation de l'hydroxylamine ④, la dénitrification hétérotrophe ② et la dénitrification autotrophe ③ (cf. Figure 1).

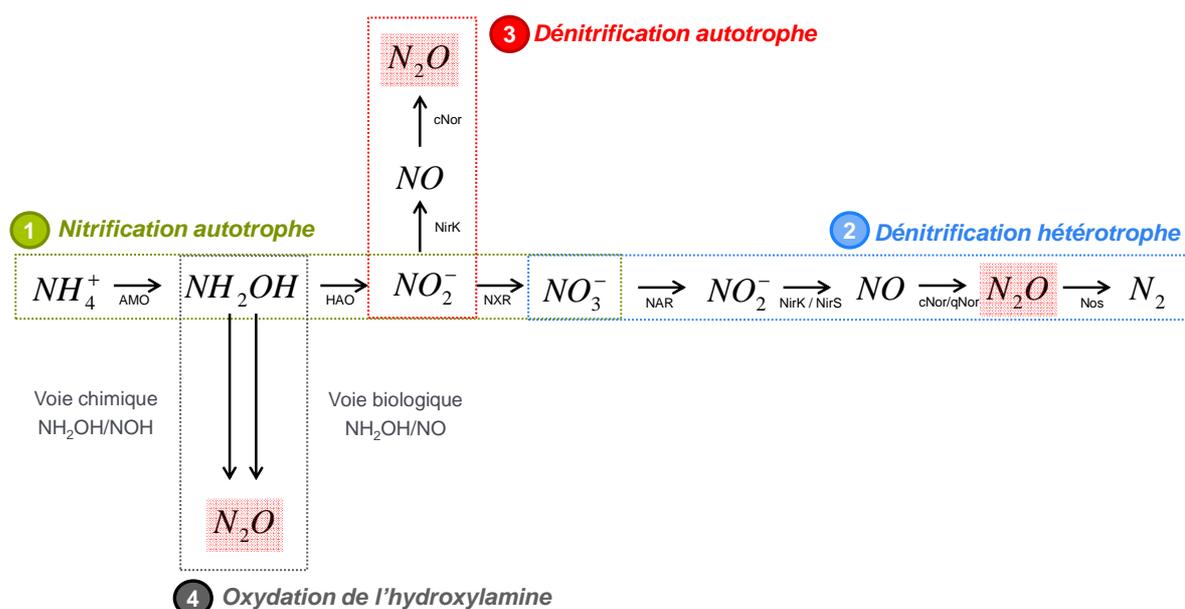


Figure 1 : Schéma des principaux processus biochimiques de production de N_2O .

Durant la nitrification, les ions ammonium sont oxydés en hydroxylamine (NH_2OH) puis en nitrite par les bactéries ammonium oxydantes (AOB). Les ions nitrite formés sont oxydés en nitrate par les bactéries nitrite oxydantes (NOB). L'oxygène étant l'accepteur d'électrons dans ces réactions, elles ont lieu en condition aérobie. Les nitrates formés sont ensuite réduits en azote moléculaire par les bactéries hétérotrophes dénitrifiantes, en phase d'anoxie. Les nitrites, le monoxyde d'azote et le protoxyde d'azote sont des intermédiaires réactionnels au cours de ces réactions de nitrification et de dénitrification.

2.1.1. Oxydation de l'hydroxylamine

L'oxydation de l'ammonium en hydroxylamine est catalysée par l'enzyme ammonium monooxygénase (AMO) et constitue l'étape limitante de la nitrification. L'oxydation de l'hydroxylamine en NO ou NOH est quant à elle catalysée par l'enzyme hydroxylamine

oxydoréductase (HAO). Le protoxyde d'azote résulte de la réduction de NO catalysée par l'activité du cytochrome c'-beta et de l'enzyme cNor réductase (Stein 2011).

Ces réactions enzymatiques sont actives uniquement en présence d'oxygène et d'ammonium (ou ammoniac libre NH_3). Une fraction de NO et N_2O peut également être produite lors de l'oxydation de l'hydroxylamine à travers des réactions chimiques (décomposition chimique de NOH). La voie de production de NO et N_2O lors de l'oxydation de l'hydroxylamine est appelée respectivement voie $\text{NH}_2\text{OH}/\text{NO}$ ou $\text{NH}_2\text{OH}/\text{NOH}$ selon qu'elle soit enzymatique (biologique) ou non enzymatique (chimique). Il est à préciser que les processus de production de N_2O lors de l'oxydation de l'hydroxylamine ne sont pas encore totalement compris, il y a encore débat sur les intermédiaires réactionnels et sur la régulation des deux voies de production de N_2O (Schreiber *et al.* 2012).

2.1.2. Dénitrification autotrophe

La dénitrification autotrophe est la réduction des ions nitrite, par les bactéries autotrophes, en NO puis en N_2O via les enzymes nitrite (NirK) et oxyde nitrique (sNor) réductases en conditions de limitation par l'oxygène et/ou en présence de concentrations en nitrite. Certaines études rapportent une étape supplémentaire de réduction du N_2O en N_2 , mais la présence d'un gène fonctionnel Nos (l'oxyde nitreux réductase) chez les bactéries AOB n'a pas encore été prouvée (Schmidt 2009). Les différentes sources potentielles d'électron pour la dénitrification sont l'ammonium, l'hydrogène ou le pyruvate (Colliver & Stephenson 2000; Wrage *et al.* 2001).

2.1.3. Dénitrification hétérotrophe

Le protoxyde d'azote est un intermédiaire des réactions de dénitrification hétérotrophe. Son accumulation dans le milieu est causée par à un retard de la vitesse de réduction du protoxyde d'azote en azote gazeux (réaction catalysée par Nos). Certains paramètres opératoires des procédés ont été identifiés dans la littérature comme ayant un impact direct sur l'activité enzymatique de l'oxyde nitreux réductase (Nos) conduisant à une accumulation de N_2O dans le milieu.

2.2. Unités utilisées lors de l'expression des facteurs d'émission

Les émissions de N_2O reportées dans la littérature sont exprimées selon différentes unités. La majorité des études les exprime en termes de flux massique, soit une masse émise rapportée à une unité de temps ($\text{gN-N}_2\text{O}\cdot\text{j}^{-1}$ ou $\text{gN}_2\text{O}\cdot\text{j}^{-1}$). Cependant cette expression est ambiguë car elle ne permet pas la comparaison des émissions entre deux installations de taille différente.

C'est pourquoi on préférera rapporter les flux de N_2O émis à la charge d'azote entrante, traitée ou dénitrifiée. Cela aboutit à l'expression d'un facteur d'émission FE (exprimé en %) qui renseigne sur le pourcentage de l'azote entrant, traité ou dénitrifié qui a été transformé en N_2O . Comparer différents procédés avec ces unités devient alors plus aisé puisque l'on rapporte l'émission à une variable qui leur est commune.

2.3. Facteurs d'influence

Un certain nombre de facteurs peuvent influencer la production de N_2O dans les procédés d'épuration. La plupart des études portant sur les paramètres influant ont été réalisées sur des réacteurs pilotes de laboratoire pour lesquels les conditions opératoires sont maîtrisées. Bien que ce type d'étude factorielle ciblée soit indispensable pour la compréhension des mécanismes biologiques, elle s'avère très difficile en conditions réelles tant l'ensemble des conditions opératoires varie de façon simultanée. L'étude des paramètres in situ favorisant la production de N_2O est de fait plus complexe et nécessite de considérer parfois l'influence simultanée de plusieurs paramètres.

2.3.1. Conditions d'oxygénation

Dans les procédés de traitement biologique de l'azote, le taux d'aération est considéré comme l'un des paramètres qui influence le plus la production de N_2O via la dénitrification autotrophe et hétérotrophe (Kampschreur *et al.* 2009b).

En effet, une concentration en oxygène dissous trop faible dans les bassins de nitrification peut conduire à une accumulation transitoire des ions nitrite et favoriser la dénitrification autotrophe et/ou hétérotrophe (Tallec *et al.* 2006; Kampschreur *et al.* 2008a). A contrario, si le taux d'aération est trop élevé, cela peut conduire à la présence d'oxygène dissous dans les bassins

(ou zones) de dénitrification à des concentrations suffisamment importantes pour inhiber la synthèse et l'activité de l'enzyme Nos (la plus sensible des enzymes de la dénitrification à l'oxygène dissous, (Otte et al. 1996).

Au moyen de tests batch réalisés avec et sans inhibiteurs d'activités enzymatiques spécifiques, Tallec *et al.*, (2008) ont quantifié la contribution de la dénitrification autotrophe à la production de N₂O à différentes concentrations en oxygène dissous. Les résultats indiquent que pour une concentration inférieure à 0,3 mgO₂.L⁻¹, la production de N₂O est uniquement due à la dénitrification hétérotrophe. Pour des concentrations comprises entre 0,3 et 1,1 mgO₂.L⁻¹, la production de N₂O est due aux deux processus de dénitrification autotrophe et hétérotrophe.

Il apparaît donc que de faibles concentrations en oxygène dissous ([O₂] < 2 mgO₂.L⁻¹) et la présence d'ions nitrite favorisent la production de N₂O via la dénitrification autotrophe qui devient le processus majoritaire de production. Cependant, il est à noter que la production de N₂O par la dénitrification autotrophe à des concentrations en oxygène dissous plus importantes ([O₂]=3,1 mgO₂.L⁻¹) a également été observée (Wunderlin *et al.* 2012; Guo L. *et al.* 2013).

In situ, Ahn *et al.*, (2010) observent que la production de N₂O est positivement corrélée à la concentration en oxygène dissous dans les bassins aérés et non aérés. Il en ressort également que les procédés pour lesquels la concentration en oxygène dissous est homogène sur l'ensemble du bassin aéré sont susceptibles d'avoir de faibles émissions de N₂O.

2.3.2. Concentration en ions nitrite

L'accumulation d'ions nitrite dans les bassins biologiques peut être causée par plusieurs facteurs tels qu'une modification du pH, une augmentation de la charge en azote, une diminution de la concentration en oxygène dissous (causée soit par une augmentation de la charge ou par une capacité de l'aération insuffisante) ou un faible âge de boue (Kampschreur *et al.* 2009b).

Cette accumulation d'ions nitrite peut favoriser la dénitrification autotrophe mais également inhiber l'enzyme Nos. Celle-ci peut être inhibée à partir de concentrations supérieures à 1 mgN.L⁻¹ (Zeng *et al.* 2003). Von Schulthess *et al.*, (1994) préconisent de maintenir la concentration en nitrite en dessous d'une valeur seuil de 2 mgN.L⁻¹ afin de minimiser les émissions de N₂O dans un système de dénitrification.

In situ, il a été observé que l'accumulation des nitrites (à des concentrations supérieures à une gamme allant de 0,3 à 0,5 mgN.L⁻¹) dans les bassins aérés favoriserait la production de N₂O (Sümer *et al.* 1995; Kampschreur *et al.* 2009b; Ahn *et al.* 2010b; Foley *et al.* 2010). Folley *et al.*, (2010) observent une très bonne corrélation entre la production de N₂O et la concentration en ions nitrite sur l'ensemble de sept stations étudiées.

Zhou *et al.*, (2008) observent que l'inhibition de la réduction de N₂O est mieux corrélée à la concentration en acide nitreux (HNO₂) qu'à la concentration en nitrite. Ils mesurent une inhibition de 50% pour une concentration en HNO₂ de 0,0007 à 0,001 mg N-HNO₂ L⁻¹ (ce qui correspond à une concentration en nitrite de 3 à 4 mgN.L⁻¹ à pH 7). De manière similaire dans un procédé de nitrification partielle, Chauzy *et al.*, (2011), observent que la production de N₂O est corrélée à la concentration en HNO₂ et non à celle des ions nitrite. Ils observent par exemple que pour une même concentration en nitrite (14 mgN.L⁻¹) mais différentes concentrations en HNO₂ (ajustées avec le pH), la production de N₂O augmente sensiblement avec la concentration en HNO₂.

2.3.3. Ratio C/N

A l'échelle laboratoire, de nombreuses études montrent qu'une carence en substrat organique (ratio DBO₅/N < 3-4) conduisant à une dénitrification incomplète s'accompagne de fortes émissions de N₂O (Hanaki *et al.* 1992; Hong *et al.* 1993; Park *et al.* 2000; Itokawa *et al.* 2001; Kishida *et al.* 2004).

Hanaki *et al.*, (1992) ont étudié l'effet de la variation du ratio DCO/N (1,5 ; 2,5 ; 3,5 et 4,5) sur la production de N₂O et observent que plus de 10% de l'azote total est émis sous forme de N₂O au plus faible ratio (1,5). Itokawa *et al.*, (2001), rapportent que plus de 20% de la charge azotée entrante est émise en N₂O lorsque le ratio DCO/N est inférieur à 3,5. L'étude menée par Park *et al.*, (2000), rapporte que l'addition d'une source externe de carbone (éthanol) aide à sensiblement diminuer la production de N₂O qui passe de 4,5% à 0,2% de la charge entrante.

2.3.4. pH et température

De faibles valeurs de pH (entre 4 et 5) inhibent l'activité des enzymes de la dénitrification et plus particulièrement celle de Nos (Hanaki et al. 1992). De plus, le pH influence la spéciation $\text{HNO}_2/\text{NO}_2^-$ et NH_3/NH_4 modifiant ainsi les cinétiques de nitrification et potentiellement la production de N_2O .

La température a un effet sur l'enzyme Nos (Holtan-Hartwig et al. 2002) mais influence également les coefficients de solubilité et de transfert des gaz dans l'eau.

2.3.5. Variation transitoire des conditions opératoires

L'augmentation de la production de N_2O suite à une variation transitoire de la charge en ammonium (Burgess et al. 2002), de la concentration en oxygène dissous (Kampschreur *et al.* 2008a) et de la concentration en ions nitrite (Tallec et al. 2006) a été observée dans plusieurs études à l'échelle laboratoire. Ce phénomène a également été observé *in situ* lors d'une augmentation rapide de la charge en azote (Ahn et al. 2009).

Les mécanismes de production impliqués lors de ces changements de conditions opératoires sont encore très peu connus, et la production de N_2O est, actuellement, expliquée par : (i) une perturbation du métabolisme bactérien (Kampschreur *et al.* 2009b) ou (ii) l'activation de certaines voies biochimiques de production du N_2O (Chandran *et al.* 2011).

2.3.6. Synthèse des facteurs d'influence de la production de N_2O

Le Tableau 1 récapitule l'ensemble de ces facteurs d'influence et les conditions opératoires propices à la production de N_2O par les procédés de traitement des eaux.

Tableau 1 : Récapitulatif des facteurs d'influence sur la production de N_2O .

Paramètre	Gamme de concentration	Processus impactés	Références
Oxygène	$< 0,3 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$	Dénitrification hétérotrophe	Tallec et al. (2008)
	$0,4 < < 1,1 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$	Dénitrification hétérotrophe et autotrophe	
C/N	DBO/NT $< 3 - 4$	Dénitrification hétérotrophe	Kishida et al. (2004)
pH	$< 4 - 5$	Inhibition de N_2O réductase (Nos)	Hanaki et al. (1992)
Nitrite	$> 0,3- 0,5 \text{ mgN}.\text{L}^{-1}$	Dénitrification autotrophe	Folley et al. (2010)
	$> 1 - 2 \text{ mgN}.\text{L}^{-1}$	Inhibition de N_2O réductase (Nos)	Von Schulthess et al. (1994)
Température	Faible	Diffusion et impact spécifique sur N_2O réductase (Nos)	Holtan-Hartwig et al. (2002)

3. Emissions *in situ* de N_2O

3.1. Procédés intensifs

Avant de synthétiser les résultats de la littérature concernant les émissions de N_2O , il est important de rappeler les différents types de procédés les plus couramment utilisés dans les stations de traitement des eaux usées (STEU).

3.1.1. Procédés étudiés

Les filières intensives les plus utilisées en France pour le traitement des eaux usées sont : la boue activée, les filtres biologiques, les disques biologiques et les lits bactériens (Golla et al. 2010).

En France, ces filières intensives sont généralement utilisées pour des installations à forte capacité de traitement. En effet, alors qu'environ 53% des stations de traitement des eaux

usées de capacité de traitement inférieures à 2000 EH utilisent des procédés intensifs, ce chiffre monte à plus de 95 % et à quasiment 99% pour des capacités de traitement de [2000-10 000 EH] et supérieures à 10 000 EH, respectivement. La filière « boue activée » est prépondérante pour les fortes capacités de traitement et plus de 90 % des STEUs de capacité de traitement supérieures à 2000 EH utilisent cette technologie (Golla et al. 2010). Cette filière principale doit être mieux définie en termes d'émissions de GES car elle constitue la majeure partie de la capacité de traitement du parc Français en activité.

Néanmoins, certains procédés novateurs, comme les procédés de nitrification partielle (limitation de l'oxydation de l'ammonium au stade nitrite) ou Anammox (oxydation anaérobie de l'ammonium), connaissent un récent développement scientifique et technique car ils apportent des solutions nouvelles au traitement de l'eau, notamment pour le traitement des effluents fortement chargés en azote. Ces procédés, qui tiendront une place dans l'environnement technologique de demain, doivent faire partie intégrante des efforts de compréhension en termes d'émissions de GES.

3.1.2. Emissions observées

Le détail des émissions *in situ* de N₂O dans les procédés intensifs est présenté en Annexe 1 ; Tableau 4. Les résultats sur les procédés à boue activées, procédés sur lesquels le nombre d'études est important, sont synthétisés dans le Tableau 2.

Il est à préciser que certains procédés, notamment les procédés à biomasse fixée (tels que les biofiltres), n'ont pas encore été caractérisés en termes d'émission *in situ* de N₂O. De ce fait, aucun facteur d'émission spécifique à ces procédés ne peut pour l'instant être proposé (ASTEE 2013).

Les émissions de N₂O dans les procédés de nitrification partielle et Anammox sont induites par les mêmes processus biologiques que ceux présents dans les procédés « classique » de traitement de l'azote par nitrification/dénitrification. Des études batch réalisées sur des cultures pures de bactéries Anammox ont montré que le métabolisme de ces bactéries ne permet pas la production de N₂O (Kartal et al. 2007). Il en résulte donc que les émissions de N₂O dans ces procédés sont liées à d'autres communautés bactériennes et notamment aux bactéries ammonium oxydantes (principalement) et dénitrifiantes hétérotrophes.

Tableau 2 : Synthèse bibliographique des facteurs d'émission en boues activées.

Procédé	Moyenne (N ₂ O-N/N-entrant) (%)	Médiane (N ₂ O-N/N-entrant) (%)	Ecart- type (%)	Moyenne (N ₂ O-N/N-traité) (%)	Médiane (N ₂ O-N/N-traité) (%)	Ecart- type (%)
Boues activées	0,58 (38)	0,11	1,05	1,24 (29)	0,17	2,55

* Le nombre de procédé étudié est donné entre parenthèses.

Dans les procédés à boues activées, la grande variabilité des émissions de N₂O est en partie liée à la diversité des méthodes de prélèvement et d'analyse des gaz (cf. document « Protocoles de mesure de N₂O dans les procédés de traitement des eaux résiduaires urbaines »). D'autre part, les caractéristiques des effluents et les paramètres de fonctionnement des stations d'épuration (mode d'aération, hydrodynamique, temps de séjour des boues et de l'eau,...) qui engendrent de multiples conditions de traitement ont également un impact sur le taux d'émission mesuré (Kampschreur *et al.* 2009b; Ahn *et al.* 2010b).

Ainsi, dans une même étude, il est courant d'observer des écarts importants entre les différents facteurs d'émission, que ce soit à des instants de mesure différents (variabilité temporelle), ou à des points différents du procédé au même moment (variabilité spatiale).

La **variabilité temporelle** des émissions trouve des éléments de réponse dans la modification au cours du temps des paramètres du milieu. Elle apparaît à l'échelle des saisons et de la journée avec la forte variabilité de la qualité et de la quantité des influents, mais est aussi observée sur des échelles plus restreintes, de l'ordre de l'heure.

Les conditions opératoires fluctuantes des procédés, en particulier les conditions d'aération, peuvent avoir une forte influence sur les émissions de N₂O. Par exemple, pour les procédés avec aération séquentielle, l'intermittence aération/non-aération induit des modifications dynamiques des processus biochimiques de production de N₂O mais aussi des phénomènes physiques impliqués (mélange, entrainement gazeux durant l'aération du N₂O produit en phase

non aérée). Ainsi, il a été observé *in situ* de fortes émissions lors des transitions entre phases anoxies et phases aérobies (Ahn et al. 2010a). Ce phénomène a également été observé en réacteur de laboratoire dans certaines conditions (transition aérobie/anoxie avec ammonium non limitant et présence d'oxygène dissous) et lié à des modifications métaboliques des bactéries (Yu et al. 2010).

Afin de limiter les biais liés à l'extrapolation de facteurs d'émissions obtenus lors de mesures ponctuelles, Daelman *et al.*, (2013), préconisent d'effectuer des mesures continues sur une période d'au moins 24h pour prendre en compte la variabilité journalière. Cependant, ces mêmes auteurs soulignent que de telles mesures à court-terme peuvent largement surestimer ou sous-estimer le facteur d'émission moyen annuel. Ils appuient leurs conclusions sur des mesures continues réalisées sur une année complète montrant une très forte variabilité des émissions (cf. Figure 2). Malheureusement, ces auteurs ne rapportent pas ces émissions à la charge en azote entrante ou à la charge en azote traitée. Il est donc difficile de percevoir la variabilité du facteur d'émission au cours du temps.

Des mesures en continu sur une période d'une année, week-end compris, permettent de prendre en compte les variabilités saisonnières importantes dans le calcul des facteurs d'émission. Ce type de mesure pouvant s'avérer très contraignant techniquement, la multiplication des mesures à différentes périodes de l'année peut s'avérer intéressante pour la détermination des facteurs d'émission.

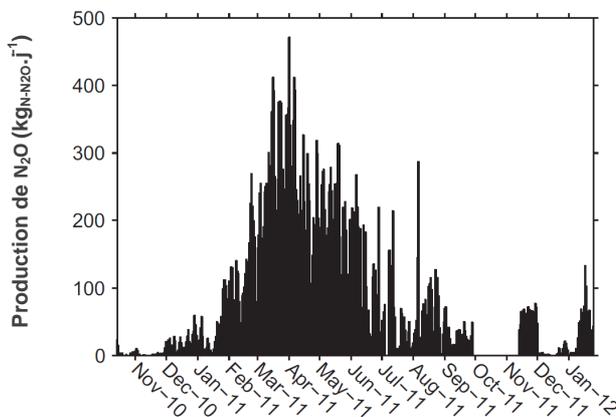


Figure 2 : Variabilité saisonnière des émissions de N₂O : exemple d'un suivi en continu (Daelman et al. 2013)

La **variabilité spatiale** est tout aussi problématique si l'on veut définir des facteurs d'émission. Pourtant, la littérature reste pauvre sur ce sujet, la plupart des chercheurs focalisant leurs efforts sur des mesures locales ciblées.

Une étude récente (Aboobakar *et al.* 2013) réalisée sur un procédé à flux piston rapporte la très forte variabilité des émissions en fonction des points de mesures (8 zones aérées en séries précédées d'un bassin d'anoxie). Cette étude montre une distribution spatiale des émissions de N₂O importante avec des émissions élevées dans les deux premières zones aérobies (confortant les phénomènes d'entraînement gazeux par aération et de transition anoxie/aérobie précédemment présentés) et une baisse rapide avec l'avancement dans le réacteur piston. Les auteurs ont néanmoins observé une ré-augmentation brusque des émissions sur les trois dernières zones, phénomène difficilement explicable par les facteurs d'influence généralement admis (nitrification quasi-totale à cette position et concentration en oxygène dissous élevée). Les auteurs ont émis l'hypothèse d'une voie métabolique de production de N₂O différente de la dénitrification hétérotrophe lorsque l'ammonium est complètement oxydé.

L'étude réalisée par Guo *et al.*, (2013) sur un bassin parfaitement mélangé constitué d'une zone anoxie et d'une zone aérée, rapporte également une variabilité spatiale des émissions de N₂O, avec une production plus importante au milieu et en fin de zone aérée par rapport à la zone initiale d'aération située en aval d'une zone anoxie.

Pour conclure, les facteurs d'émission de N₂O sont très dispersés dépendant du type de procédé de traitement et de sa mise en œuvre. L'application d'un facteur d'émission fixe, comme tel est le cas pour les procédés d'épuration à boues activées (3,2 g N₂O/EH/an équivalent à 0,037 % de la charge d'azote entrante), peut conduire à fortement surestimer ou sous-estimer les émissions réelles d'un procédé. Des campagnes de mesure sont donc nécessaires pour préciser les facteurs d'émission ainsi que les facteurs d'influence.

3.1.3. Contribution respective des bactéries autotrophes nitrifiantes et hétérotrophes dénitrifiantes aux émissions observées

Les publications scientifiques s'accordent sur le fait que les émissions sont dans les réacteurs (ou zones) aérées plus importantes que dans les réacteurs (ou zones) non-aérées du fait de l'augmentation du transfert liquide-gaz du N₂O (Ahn *et al.* 2010a; Ahn *et al.* 2010b; Foley *et al.* 2010; Senante *et al.* 2010; Guo L. *et al.* 2013).

Cependant, la distinction entre les contributions des bactéries nitrifiantes et des bactéries dénitrifiantes hétérotrophes aux émissions observées n'est pas triviale. Ceci s'expliquant par le fait que les émissions issues des bassins aérés peuvent être dues à la fois à une production de N₂O par les bactéries nitrifiantes et à un entrainement gazeux du N₂O dissous produit dans les zones de dénitrification hétérotrophe. Une mesure fine de la concentration en N₂O dans les phases gazeuse et liquide et une caractérisation des paramètres de transfert de N₂O permettrait cette distinction.

Ainsi, les récentes études menées sur site révèlent que la production de N₂O par les bactéries nitrifiantes peut être équivalente voire plus importante que celles des bactéries hétérotrophes dénitrifiantes (Ahn *et al.* 2010a; Guo L. *et al.* 2013).

3.2. Procédés extensifs

3.2.1. Procédés étudiés

Les techniques extensives de traitement de l'eau permettent de recréer les conditions d'épuration des écosystèmes. Les processus de traitement qu'ils mettent en jeu sont physiques (filtration au travers de milieux poreux et racinaires, sédimentation), chimiques (précipitation, adsorption, oxydation chimique, décomposition) et biologiques (dégradation de la matière organique, traitement de l'azote par nitrification/dénitrification).

Dans le cadre du traitement des eaux usées, ces procédés sont généralement utilisés dans le traitement d'effluents de collectivités de taille inférieure à 2000 EH même s'ils sont techniquement applicables pour des capacités bien plus importantes. Ainsi en 2008, alors que plus de 46% des STEUs de capacité inférieure à 2000 EH utilisaient des procédés extensifs de traitement (33% utilisant le lagunage naturel, 11% le filtre planté et 2,5% le lagunage aéré), ce chiffre passe à 4,5% pour des capacités de [2000-10 000EH] et à 1,3% pour les capacités de traitement supérieures à 10 000EH (Golla *et al.* 2010).

Il existe de nombreuses techniques extensives qui se différencient par les mécanismes de traitement bio-physico-chimiques mis en jeu :

- ▶ Les techniques à cultures fixées :
 - Filtre planté à écoulement vertical (abrégé par la suite en FPRv) ;
 - Filtre planté à écoulement horizontal (abrégé par la suite en FPRh).
- ▶ Les techniques à cultures libres : le lagunage, avec quelques variantes possibles :
 - Lagunage à microphytes (bactéries, algues microscopiques)
 - Lagunage à macrophyte (plantes émergentes, flottantes ou submergées)
 - Lagunage aéré.
- ▶ Les systèmes mixtes (systèmes hybrides).

3.2.2. Paramètres d'influence spécifiques aux procédés extensifs

Les paramètres d'influence liés à la production de N₂O présentés dans la partie « 2.3 Facteurs d'influence » sont transposables aux procédés extensifs. Néanmoins, certains facteurs supplémentaires rentrent en jeu à cause des spécificités techniques des procédés extensifs.

Les **variations saisonnières** affectent la production de N₂O *via* la température et l'humidité qui influencent les cinétiques microbiennes de dégradation. Ces paramètres cumulés à l'ensoleillement rythment aussi le cycle naturel des plantes (photosynthèse, croissance). Les données bibliographiques ne s'accordent pas toutefois toujours à ce sujet. Les flux de N₂O semblent néanmoins être plus importants au printemps en lien avec la croissance des plantes (Inamori *et al.* 2008; Maltais-Landry *et al.* 2009).

La **saturation en eau** des pores/sédiments formant le substrat est aussi considérée comme un facteur d'influence. Ce phénomène est intimement lié à sa teneur en oxygène dissous. Néanmoins, son influence n'est pas la même si l'on considère les procédés majoritairement nitrifiants (Lagunage, FPRv) ou les procédés majoritairement dénitrifiants (FPRh).

Les **conditions hydrologiques** ont un effet similaire sur la production de N₂O en affectant notamment la distribution d'oxygène dans le milieu. Dans le cas des FPRh, une alimentation pulsée induit une fluctuation de hauteur d'eau, induisant un apport intermittent d'oxygène qui favorise la production de N₂O via la dénitrification hétérotrophe, étape dans laquelle la flore active est particulièrement sensible à la présence d'oxygène. Dans les procédés nitrifiants (Lagunage, FPRv), les alimentations discontinues ou l'alternance de périodes sèches/humides peuvent entraîner une augmentation des flux de N₂O à cause du stress occasionné aux populations nitrifiantes.

Enfin, le **type de plantes** semble jouer un rôle sur la production de protoxyde d'azote même si cet effet est controversé tant les différentes études aboutissent parfois à des conclusions contraires. Certaines plantes, comme les *P. Australis* (la plus couramment utilisée), semblent augmenter la production de N₂O par rapport à *P.arundinacea* par exemple (Rückauf *et al.* 2004). Dans le lagunage, le périphyton² fixé sur la partie submergée des plantes joue aussi un rôle important dans l'étape finale de la dénitrification.

3.2.3. Emissions observées

Le détail des données bibliographiques concernant les émissions de N₂O mesurées dans les procédés extensifs est présenté en Annexe 2 ; Tableau 5. Le Tableau 3 synthétise ces facteurs d'émission. Du fait du faible nombre d'études réalisées exclusivement *in situ* avec des eaux urbaines résiduaire réelles, ce tableau présente l'ensemble des données bibliographiques recensées pour le traitement *in situ* ou en procédé pilotes des eaux résiduaire réelles ou reconstituées.

Les données récoltées dans la littérature montrent qu'il n'existe pas de différences significatives des flux d'émission surfacique de N₂O entre les différents types de procédés extensifs. Les valeurs les plus basses sont obtenues pour les procédés à lagunage suivis par les filtres plantés à écoulement vertical et les filtres plantés à écoulement horizontal.

Tableau 3 : Récapitulatif des productions moyennes de production de N₂O dans les procédés extensifs

Procédé	Moyenne (mgN ₂ O-N.m ⁻² .h ⁻¹)	Médiane (mgN ₂ O-N.m ⁻² .h ⁻¹)	Min - Max (mgN ₂ O-N.m ⁻² .h ⁻¹)	Moyenne (N ₂ O-N/N-entrant) (%)	Médiane (N ₂ O-N/N-entrant) (%)	Ecart- type (%)
Lagunage (20)	0,12	0,09	0,007 – 0,65	0,12	0,11	0,10
FPRh (6)	0,35	0,29	0,108 – 0,894	0,67	0,22	1,06
FPRv (22)	0,14	0,12	0,003 – 0,424	0,02	0,02	0,02

* Le nombre d'échantillon pris en compte est donné entre parenthèses.

Les facteurs d'émission de N₂O dans les procédés extensifs présentés en Tableau 5 sont compris entre 0,006 % et 1,83% de la charge entrante (valeur moyenne de chaque référence bibliographique prise en compte).

Aussi, les intervalles obtenus sur chacun des procédés (cf. Tableau 3) indiquent l'importante variabilité des flux de N₂O. De manière analogue aux procédés intensifs, ces écarts peuvent traduire des variabilités temporelles et spatiales importantes.

La **variabilité spatiale** est plus accentuée dans les procédés lagunaires et dans les procédés de filtres plantés à écoulement horizontal. Dans les procédés lagunaires, l'eau est distribuée sur une grande surface à de faibles vitesses. Dans de telles circonstances, la quantité de matériaux décantés est plus importante en tête qu'en fin de lagune. La quantité de matière organique accumulée et la hauteur de sédiments est alors distribuée de manière hétérogène, d'où des émissions largement dispersées. Dans les filtres à écoulement horizontal, les matières en suspensions s'accumulent de manière analogue en tête de filtre induisant des distributions

² Mélange complexe d'algues, de cyanobactéries, de microbes hétérotrophes et de débris attaché à des surfaces immergées.

largement hétérogènes. Mander *et al.*, (2003) ont ainsi rapporté des émissions souvent dix fois supérieures en tête de filtre par rapport à sa sortie.

Dans le cas des filtres à écoulement vertical, l'alimentation en eau est effectuée par bâchée de sorte à ce que l'eau soit distribuée de manière homogène à la surface du filtre. De cette manière, l'accumulation de sédiments est homogène sur l'ensemble du filtre et les flux de N₂O émis sont moins dispersés. Teiter et Mander (2005) ont ainsi obtenu des valeurs de 405–510 µg.m⁻².h⁻¹ pour le FPRv étudié alors que les valeurs obtenues dans le cas de FPRh et le lagunage étaient largement plus dispersées (27–370 µg.m⁻².h⁻¹ et 72–500 µg.m⁻².h⁻¹, respectivement).

La **variabilité temporelle** est aussi importante, et en particulier la variation saisonnière. Une étude réalisée en continu sur 2 ans (Wang et al. 2008) dans différents systèmes extensifs rapporte que, dans les systèmes étudiés, les flux de N₂O sont équivalents d'une année sur l'autre à la même période mais que les émissions sont 2 à 6 fois plus importantes en période de croissance des plantes (Mai-Octobre) que pendant l'hiver. Le flux d'émission de N₂O rapporté à la charge en azote totale entrante passe ainsi de 0,2% à 1% (respectivement en hiver et printemps-été). Des résultats similaires sur l'effet des saisons ont été rapportés sans pouvoir corréler les facteurs d'émission à la température (Mander et al. 2003).

4. Conclusions

- ▶ Les principales voies de production de N₂O lors du traitement de l'azote sont : l'oxydation de l'hydroxylamine, la dénitrification hétérotrophe et la dénitrification autotrophe.
- ▶ Les principaux facteurs influençant les émissions de protoxyde d'azote sont : l'oxygénation, les nitrites, le ratio C/N, le pH et la température, les variations transitoires des conditions opératoires.
- ▶ Dans les procédés extensifs, des facteurs supplémentaires sont à prendre en compte : les variations saisonnières, les conditions hydrologiques, la saturation en eau du substrat filtrant et le type de plantes.
- ▶ Les émissions de N₂O dans les procédés intensifs sont comprises entre 0,001% et 4,0% de la charge entrante en azote. La dispersion de ces résultats est d'une part liée à la diversité des protocoles de mesure et d'autre part à la variation des caractéristiques des effluents et des paramètres de fonctionnement des unités de traitement.
- ▶ Les facteurs d'émission dans les procédés extensifs sont compris entre 0,006 % et 1,83% de la charge entrante en azote. La dispersion de ces valeurs résulte de variabilités inter-procédés mais aussi des conditions opératoires. La variabilité saisonnière est particulièrement forte dans ces types de procédés fortement dépendant du climat et du cycle naturel des plantes.
- ▶ Il existe à l'heure actuelle très peu d'études *in situ* en France sur des facteurs d'émission de N₂O, que ce soit sur les procédés extensifs ou sur les procédés intensifs.

5. Sigles & Abréviations

CCNUC : Convention-Cadre des Nations Unies sur les changements Climatiques

CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la pollution Atmosphérique

MEEDDM : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer

GIEC : Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat. Son appellation anglaise est **IPCC** pour Intergovernmental Panel on Climate Change

STEU : Station de traitement des eaux usées

FPRv: Filtre Planté de Roseaux à écoulement vertical

FPRh: Filtre Planté de Roseaux à écoulement horizontal

6. Bibliographie

- Aboobakar A., Cartmell E., Stephenson T., Jones M., Vale P. and Dotro G. (2013).** Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. *Water research* 47(2), 524-34.
- Ahn J. H., Kim S., Pagilla K., Katehis D. and Chandran K. (2009).** Spatial and temporal variability in N₂O generation and emission from Wastewater Treatment Plants, . In: Nutrient Removal Conference, Water Environment Federation, Washington D.C. (USA).
- Ahn J. H., Kim S., Park H., Katehis D., Pagilla K. and Chandran K. (2010a).** Spatial and Temporal Variability in Atmospheric Nitrous Oxide Generation and Emission from Full-Scale Biological Nitrogen Removal and Non-BNR Processes. *Water Environment Research* 82(12), 2362-72.
- Ahn J. H., Kim S., Park H., Rahm B., Pagilla K. and Chandran K. (2010b).** N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008-2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States. *Environmental Science & Technology* 44(12), 4505-11.
- ASTEE (2013).** Groupe de Travail Bilan GES des Services d'eau et d'assainissement de l'ASTEE. Guide méthodologique d'évaluation des émissions de gaz à effet de serre des services de l'eau et de l'assainissement. 3ème édition, mai 2013.
- Bellucci F., Kozak J. A., Heraty L., Carbone J., Sturchio N. C., O'Connor C., Kollias L. and Lanyon R. (2010).** Greenhouse Gas Emissions from Three Chicago Wastewater Treatment Plants. In: *Weftec*, New Orleans, USA.
- Benckiser G., Elits R., Linn A., Lorch H. J., Sumer E., Weiske A. and Wenzhofer F. (1996).** N₂O emissions from different cropping systems and from aerated, nitrifying and denitrifying tanks of a municipal waste water treatment plant. *Biology and Fertility of Soils* 23(3), 257-65.
- Burgess J. E., Colliver B. B., Stuetz R. M. and Stephenson T. (2002).** Dinitrogen oxide production by a mixed culture of nitrifying bacteria during ammonia shock loading and aeration failure. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 29(6), 309-13.
- Chandran K., Stein L. Y., Klotz M. G. and van Loosdrecht M. C. M. (2011).** Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen-removal systems. *Biochemical Society Transactions* 39, 1832-7.
- Chauzy J., Lemaire R., Chen X., Gong M., Veuillet F., Sorensen K. and Deleris S. (2011).** Advanced control system to treat ammonia-rich effluent and reduce N₂O emission by using an SBR operating via nitrite pathway. In: *Water Convention*, Singapore.
- Colliver B. B. and Stephenson T. (2000).** Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances* 18(3), 219-32.
- Czepiel P., Crill P. and Harriss R. (1995).** Nitrous-Oxide Emissions from Municipal Waste-Water Treatment. *Environmental Science & Technology* 29(9), 2352-6.
- Daelman M. R. J., De Baets B., van Loosdrecht M. C. M. and Volcke E. I. P. (2013).** Influence of sampling strategies on the estimated nitrous oxide emission from wastewater treatment plants. *Water research* 47(9), 3120-30.
- de Haas D., Foley J. and Barr K. (2008).** Greenhouse Gas Inventories From WWTPs-The Trade-off With Nutrient Removal. In: *Sustainability 2008 Conference Proceedings*. Sustainability 2008 Green practices for the Water Environment, Maryland, USA, . In.
- Filali A., Fayolle Y., Peu P., Philippe L., Nauleau F. and Gillot S. (2013).** Aeration control in a full-scale activated sludge wastewater treatment plant: impact on performances, energy consumption and N₂O emission. In: *11th IWA conference on instrumentation control and automation ICA*, Narbonne, France.
- Foley J., de Haas D., Yuan Z. and Lant P. (2010).** Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *Water research* 44(3), 831-44.
- Golla G., Petit K. and Hocquet C. (2010).** Bilan 2008 de l'assainissement en France.

- Gui P., Inamori R., Matsumura M. and Inamori Y. (2007).** Evaluation of constructed wetlands by wastewater purification ability and greenhouse gas emissions. *Water Sci Technol* 56(3), 49-55.
- Guo L., Lamaire-Chad C., Bellandi G., Daelman M., Amerlinck Y., Maere T., Nous J., Flameling T., Weijers S., van Loosdrecht M.C.M., Volcke E.I.P., Nopens I. and P.A V. (2013).** High-frequency field measurement of nitrous oxide (N₂O) gas emissions and influencing factors at WWTPs under dry and wet weather conditions. In: *Proceedings WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery 2013: Trends in Resource Recovery and Use*, Vancouver, British Columbia, Canada, July 28-31 2013.
- GWRC (2011).** N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems -Technical Report.
- Hanaki K., Hong Z. and Matsuo T. (1992).** Production of Nitrous-Oxide Gas During Denitrification of Waste-Water. *Water Science and Technology* 26(5-6), 1027-36.
- Holtan-Hartwig L., Bechmann M., Risnes H.Å., Linjordet R. and Reier Bakken L. (2002).** Heavy metals tolerance of soil denitrifying communities: N₂O dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 34(8), 1181-90.
- Hong Z., Hanaki K. and Matsuo T. (1993).** Greenhouse-Gas - N₂O Production During Denitrification in Waste-Water Treatment. *Water Science and Technology* 28(7), 203-7.
- Inamori R., Wang Y., Yamamoto T., Zhang J., Kong H., Xu K. and Inamori Y. (2008).** Seasonal effect on N₂O formation in nitrification in constructed wetlands. *Chemosphere* 73(7), 1071-7.
- Itokawa H., Hanaki K. and Matsuo T. (2001).** Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition. *Water research* 35(3), 657-64.
- Johansson A. E., Klemetsson Å. K., Klemetsson L. and Svensson B. H. (2003).** Nitrous oxide exchanges with the atmosphere of a constructed wetland treating wastewater. *Tellus B* 55(3), 737-50.
- Joss A., Salzgeber D., Eugster J., König R., Rottermann K., Burger S., Fabijan P., Leumann S., Mohn J. and Siegrist H. (2009).** Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitritation and Anammox in One SBR. *Environmental Science & Technology* 43(14), 5301-6.
- Kampschreur M. J., Poldermans R., Kleerebezem R., Van Der Star W. R. L., Haarhuis R., Abma W. R., Jetten M. S. M. and Van Loosdrecht M. C. M. (2009a).** Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitritation-anammox reactor. *Water Science and Technology* 60, 3211-7.
- Kampschreur M. J., Tan N. C. G., Kleerebezem R., Picioreanu C., Jetten M. S. M. and Van Loosdrecht M. C. M. (2008a).** Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. *Environmental Science and Technology* 42(2), 429-35.
- Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M. S. M. and van Loosdrecht M. C. M. (2009b).** Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water research* 43(17), 4093-103.
- Kampschreur M. J., van der Star W. R. L., Wielders H. A., Mulder J. W., Jetten M. S. M. and van Loosdrecht M. C. M. (2008b).** Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water research* 42(3), 812-26.
- Kartal B., Kuypers M. M. M., Lavik G., Schalk J., den Camp H. J. M. O., Jetten M. S. M. and Strous M. (2007).** Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. *Environmental Microbiology* 9(3), 635-42.
- Kimochi Y., Inamori Y., Mizuochi M., Xu K. Q. and Matsumura M. (1998).** Nitrogen removal and N₂O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 86(2), 202-6.
- Kishida N., Kim J. H., Kimochi Y., Nishimura O., Sasaki H. and Sudo R. (2004).** Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process. *Water Science and Technology* 49(5-6), 359-65.
- Kozak J. A. (2009).** Methane and Nitrous Oxide Emissions from Wastewater Treatment Plant Processes. In: *Proceedings of the Water Environment Federation*
USA, Orlando.
- Liikanen A., Huttunen J. T., Karjalainen S. M., Heikkinen K., Väisänen T. S., Nykänen H. and Martikainen P. J. (2006).** Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *Ecological Engineering* 26(3), 241-51.

- Liu C., Xu K., Inamori R., Ebie Y., Liao J. and Inamori Y. (2009).** Pilot-scale studies of domestic wastewater treatment by typical constructed wetlands and their greenhouse gas emissions. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China* 3(4), 477-82.
- Maltais-Landry G., Maranger R., Brisson J. and Chazarenc F. (2009).** Greenhouse gas production and efficiency of planted and artificially aerated constructed wetlands. *Environmental Pollution* 157(3), 748-54.
- Mander U., Kuusemets V., Lohmus K., Muring T., Teiter S. and Augustin J. (2003).** Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Sci Technol* 48(5), 135-42.
- Mander Ü., Lõhmus K., Teiter S., Muring T., Nurk K. and Augustin J. (2008).** Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 404(2-3), 343-53.
- Otte S., Grobben N. G., Robertson L. A., Jetten M. S. and Kuenen J. G. (1996).** Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions. *Appl Environ Microbiol* 62(7), 2421-6.
- Park K. Y., Inamori Y., Mizuochi M. and Ahn K. H. (2000).** Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 90(3), 247-52.
- Ravishankara A. R., Daniel J. S. and Portmann R. W. (2009).** Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science* 326(5949), 123-5.
- Rückauf U., Augustin J., Russow R. and Merbach W. (2004).** Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake. *Soil Biology and Biochemistry* 36(1), 77-90.
- Schmidt I. (2009).** Chemoorganoheterotrophic Growth of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrosomonas eutropha*. *Current Microbiology* 59(2), 130-8.
- Schreiber F., Wunderlin P., Udert K. M. and Wells G. F. (2012).** Nitric oxide and nitrous oxide turnover in natural and engineered microbial communities: biological pathways, chemical reactions and novel technologies. *Frontiers in Microbiology* 3.
- Senante E., Garel C., Audic J. M., Mehier S. and Åkerman A. (2010).** Carbon footprint: Nitrous Oxide Emissions from Wastewater Treatment Plants. IWA Publishing.
- Shaw A. (2008).** Picking the Right Model for the Sustainable Design of Wastewater Treatment Plants. Proceedings of the Water Environment Federation. 81st WEFTEC Conf., Chicago, IL. 2008(14), 2748-56.
- Sovik A. K., Augustin J., Heikkinen K., Huttunen J. T., Necki J. M., Karjalainen S. M., Klove B., Liikanen A., Mander U., Puustinen M., Teiter S. and Wachniew P. (2006).** Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *J Environ Qual* 35(6), 2360-73.
- Søvik A. K. and Kløve B. (2007).** Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway. *Science of The Total Environment* 380(1-3), 28-37.
- Stein L. Y. (2011). Surveying N₂O-production pathways in bacteria. *Methods in Enzymology*.
- Ström L., Lamppa A. and Christensen T. R. (2007).** Greenhouse gas emissions from a constructed wetland in southern Sweden. *Wetlands Ecology and Management* 15(1), 43-50.
- Sümer E., Weiske A., Benckiser G. and Ottow J. C. G. (1995).** Influence of Environmental-Conditions on the Amount of N₂O Released from Activated-Sludge in a Domestic Waste-Water Treatment-Plant. *Experientia* 51(4), 419-22.
- Tai P. D., Li P. J., Sun T. H., He Y. W., Zhou Q. X., Gong Z. Q., Mizuochi M. and Inamori Y. (2002).** Greenhouse gas emissions from a constructed wetland for municipal sewage treatment. *J Environ Sci (China)* 14(1), 27-33.
- Tallec G., Garnier J., Billen G. and Gossais M. (2006).** Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level. *Water research* 40(15), 2972-80.
- Tallec G., Garnier J., Billen G. and Gossais M. (2008).** Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresource Technology* 99(7), 2200-9.

- Teiter S. and Mander Ü. (2005).** Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering* 25(5), 528-41.
- Von Schulthess R., Wild D. and Gujer W. (1994).** Nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge at low oxygen concentration. *Water Science and Technology* 30(6 pt 6), 123-32.
- Wang Y., Inamori R., Kong H., Xu K., Inamori Y., Kondo T. and Zhang J. (2008).** Nitrous oxide emission from polyculture constructed wetlands: Effect of plant species. *Environmental Pollution* 152(2), 351-60.
- Wrage N., Velthof G. L., Van Beusichem M. L. and Oenema O. (2001).** Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry* 33(12-13), 1723-32.
- Wunderlin P., Mohn J., Joss A., Emmenegger L. and Siegrist H. (2012).** Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water research* 46(4), 1027-37.
- Yu R., Kampschreur M. J., Van Loosdrecht M. C. M. and Chandran K. (2010).** Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia. *Environmental Science and Technology* 44(4), 1313-9.
- Zeng R. J., Lemaire R., Yuan Z. and Keller J. (2003).** Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotechnology and Bioengineering* 84(2), 170-8.
- Zhou Y., Pijuan M., Zeng R. J. and Yuan Z. (2008).** Free Nitrous Acid Inhibition on Nitrous Oxide Reduction by a Denitrifying-Enhanced Biological Phosphorus Removal Sludge. *Environmental Science & Technology* 42(22), 8260-5.

7. Table des illustrations

Figure 1 : Schéma des principaux processus biochimiques de production de N ₂ O.	7
Figure 2 : Variabilité saisonnière des émissions de N ₂ O : exemple d'un suivi en continu (Daelman et al. 2013).....	12
Tableau 1 : Récapitulatif des facteurs d'influence sur la production de N ₂ O.	10
Tableau 2 : Synthèse bibliographique des facteurs d'émission en boues activées.....	11
Tableau 3 : Récapitulatif des productions moyennes de production de N ₂ O dans les procédés extensifs.....	14
Tableau 4 : Facteurs d'émission de N ₂ O mesurés in situ pour des procédés intensifs d'épuration.	22
Tableau 5 : Facteurs d'émission de N ₂ O mesurés pour des procédés extensifs d'épuration traitant exclusivement des eaux résiduaires urbaines réelles.	25

8. Annexe 1 : Facteurs d'émission *in situ* des procédés intensifs

Tableau 4 : Facteurs d'émission de N₂O mesurés *in situ* pour des procédés intensifs d'épuration.

Pays	Charge entrante kg NTK/j	Type de procédé	Facteur d'émission g N ₂ O/EH/an	Facteur d'émission N ₂ O-N /N-entrant (%)	Facteur d'émission N ₂ O-N /N-traité (%)	Référence
Canada		1 BA (nit/dénit) RPM, alimentation continue		0,96		(Guo L. <i>et al.</i> 2013)
France	712	1 BA (nit/dénit simultanée) RPM, alimentation continue		0,004		(Filali <i>et al.</i> 2013)
	773	1 BA (nit/dénit) RPM, alimentation continue		0,004		
Angleterre		1 BA (nit/dénit) RP, alimentation continue		0,036		(Aboobakar <i>et al.</i> 2013)
Australie	2850 - 3914	2 files (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue		0,3	0,6 – 1,3% N-dénitrifié	(Foley <i>et al.</i> 2010; GWRC 2011)
	850 - 1140	2 files parallèles (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue		1,1	1,1 – 2,1% N-dénitrifié	
	6439 - 7946	1 BA (nit/dénit), RPM, alimentation séquentielle (SBR)		1,5	1,0 – 7,1% N-dénitrifié	
	3150	11 BA (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue		1,2	1,8 – 4,5% N-dénitrifié	
	3381 - 5047	2 files (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue		2,0	0,7 – 9,6% N-dénitrifié	
	13200 - 17000	1 file (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue		4,0	0,6 – 25,3 % N-dénitrifié	
	1375 - 2125	2 files (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue		0,6	1,0 – 1,8 % N-dénitrifié	
USA	1800	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	1,2 ± 0,18	0,02 ± 0,00 ^b	0,02 ± 0,01 ^b	(Ahn <i>et al.</i> 2010b)
	2300	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	0,28 ± 0,13	0,01 ± 0,00 ^b	0,01 ± 0,00 ^b	
	860	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	9,8 ± 6,1	0,10 ± 0,06 ^b	0,12 ± 0,08 ^b	
	740	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	33 ± 16	0,38 ± 0,18 ^b	0,42 ± 0,2 ^b	
	3100	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue avec entrées multiples (Step feed)	92 ± 47	1,02 ± 0,53 ^b	1,85 ± 0,95 ^b	

	2900	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue avec entrées multiples (Step feed)	33 ± 14	0,39 ± 0,17 ^b	0,57 ± 0,25 ^b	
	8600	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue avec entrées multiples (Step feed)	13 ± 13	0,11 ± 0,11 ^b	0,24 ± 0,23 ^b	
	1800	1 BA, RP	28 ± 7,9	0,26 ± 0,09 ^b	0,45 ± 0,15 ^b	
	630	1 BA, RP	26 ± 6,4	0,39 ± 0,10 ^b	1,08 ± 0,26 ^b	
	660	1 BA, RP	5 ± 1,4	0,06 ± 0,02 ^b	0,14 ± 0,04 ^b	
	680	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	6,8 ± 3,5	0,04 ± 0,03 ^b	0,06 ± 0,03 ^b	
	690	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	5,4 ± 2	0,04 ± 0,01 ^b	0,04 ± 0,02 ^b	
	2200	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue avec entrées multiples (Step feed)	140 ± 1,2	0,95 ± 0,01 ^b	1,08 ± 0,01 ^b	
	390	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	1,8 ± 0,77	0,02 ± 0,01 ^b	0,02 ± 0,01 ^b	
	7800	1 file biologique (nit/dénit) RP ^a , alimentation continue	4,1 ± 2,2	0,03 ± 0,02 ^b	0,04 ± 0,02 ^b	
USA	174240	BA		0,51 ^c		(Bellucci <i>et al.</i> 2010)
	21021	BA		0,13 ^c		
	3326	BA		0,73 ^c		
France		1 BA (nit/dénit) RPM, alimentation continue			< 0,01	(Senante <i>et al.</i> 2010)
		1 BA (nit/dénit) RPM, alimentation continue			< 0,01	
		1 BA (nit/dénit) RP, alimentation continue			0,17	
		1 BA (nit/dénit) RPM, alimentation continue			0,11	
Pays-bas	1200	Procédé de nitrification partielle - anammox (nit), RPM		1,23	1,67	(Kampschreur <i>et al.</i> 2009a)
	98700	Plusieurs BA		0,0005 - 0,014		(Kozak 2009)

Suisse		Procédé nitrification partielle- Anammox, RPM, alimentation séquentielle (SBR)			0,4 – 0,6	(Joss <i>et al.</i> 2009)
Pays-bas	5127	1 file biologique (nit) RP ^a , alimentation continue		4,0		(Kampschreur <i>et al.</i> 2008b)
	980	Procédé de nitrification partielle		1,7		
	500	Procédé Anammox, RPM		0,6		
Australia		1 file (nit/dénit)			0,4	(Shaw 2008)
		1 file (nit/dénit simultanée)			5,0	
USA		1 file (nit/dénit)			1,0 – 5,0	(de Haas <i>et al.</i> 2008)
		1 file (nit/dénit)			1,0 – 5,0	
Japan		1 BA (nit/dénit) RPM, alimentation continue, aération séquencée sur horloge	1,89	0,08	0,11	(Kimoichi <i>et al.</i> 1998)
			1,43	0,05	0,06	
			0,43	0,01	0,03	
Allemagne	716	BA (nit), RPM, alimentation continue		0,001		(Benckiser <i>et al.</i> 1996)
	1458	BA (nit/dénit), RP ^a , alimentation continue		0,04		
USA		4 BA	3,2	0,037 ^d		(Czepiel <i>et al.</i> 1995)
Allemagne		BA		0,001		(Sümer <i>et al.</i> 1995)

Les conditions opératoires des procédés, lorsqu'elles sont détaillées dans les références, sont présentées dans le tableau.

Ces conditions sont relatives au mode d'alimentation (continu ou séquentiel), traitement (nit = nitrification et/ou dénit = dénitrification) et type de mélange (RP = réacteur piston ou RPM = réacteur parfaitement mélangé).

^aMélange assimilé à un flux piston car le facteur d'émission fourni correspond à une moyenne d'émission de N₂O issues de plusieurs réacteurs RPM associés en série ou en parallèle.

^bChangement d'unité de g N₂O en g N-N₂O (g N-N₂O = g N₂O*2*14/44).

^cFacteur calculé à partir du flux de N-N₂O /an (FE=Flux N-N₂O*100/charge NTK reçue/365).

^dEstimé à partir d'un EH pour l'azote de 15gN/EH₆₀.

9. Annexe 2 : Facteurs d'émission des procédés extensifs

Tableau 5 : Facteurs d'émission de N₂O mesurés pour des procédés extensifs d'épuration traitant exclusivement des eaux résiduaires urbaines réelles.

Lieu	Procédé	Plantes	Période	Surface (ha)	Débit (m ³ .j ⁻¹)	TN _{IN} (mgN.m ⁻² .j ⁻¹)	Flux N-N ₂ O (mg N-N ₂ O.m ⁻² .j ⁻¹)	Facteur d'émission N ₂ O-N /N-entrant (%)	Référence
Suède	Lagunage	<i>T. latifolia</i>	Mai – Aout 1998 Avril – Oct 1999	0,1	180	1440	1,944	0,14	(Johansson <i>et al.</i> 2003)
	Lagunage	<i>P. arundinacea</i>	Mai – Aout 1998 Avril – Oct 1999	0,1	180	1440	3,648	0,25	
	Lagunage	<i>Glyceria maxima</i>	Mai – Aout 1998 Avril – Oct 1999	0,09	180	1608	0,744	0,05	
	Lagunage	<i>L. minor</i>	Mai – Aout 1998 Avril – Oct 1999	0,09	180	1608	2,256	0,14	
	Lagunage	<i>Spirogira spp.</i>	Mai – Aout 1998 Avril – Oct 1999	0,09	180	1608	0,864	0,05	
	Lagunage	Sans végétation	Mai – Aout 1998 Avril – Oct 1999	0,09	180	1608	4,608	0,29	
Suède (Nykvarn)	Lagunage	<i>P. australis</i> ; <i>T. latifolia</i>	Jan 2002 – Oct 2003	44	3624	552	0,168	0,03	(Sovik <i>et al.</i> 2006)
Finlande (Ruka)	Lagunage	<i>Carex-Sphagnum</i>	Jan – Oct 2002	0,82	289	2112	2,544	0,12	
Norvège (Skallstuggu)	Lagunage	<i>P. australis</i>	Jui 2001 – Fev 2002			1661	0,984	0,006	
Norvège (Skjønhaug)	Lagunage	<i>I. pseudacorus</i> ; <i>T. latifolia</i> ;	Jui 2001 – Fev 2002	0,4	300	3264	2,256	0,07	
Suède (Magle, Hässleholm)	Lagunage	<i>J. effusus</i> ; <i>T. latifolia</i> <i>P. australis</i>	Avril – Mai 2005	20	13000	4872	5,52	0,11	(Ström <i>et al.</i> 2007)
Norvège (Skjønhaug)	Lagunage	<i>I. pseudacorus</i> ; <i>T. latifolia</i> ;	Oct 2001 – Jui 2002	0,4	250	2376	3,12	0,13	(Søvik & Kløve 2007)
Japon (Ibaraki)	Lagunage*	<i>P. australis</i>	Aout 2004 – Mai 2006	0,0012	0,5	3072	1,896	0,06	(Gui <i>et al.</i> 2007)
Japon (Ibaraki)	Lagunage*	<i>P. australis</i>	Juin – Aout 2006	0,0012	0,5	4176	2,88	0,12	(Liu <i>et al.</i> 2009)
Chine (Jiaonan)	Lagunage	<i>P. australis</i> ; <i>A. calamus</i> ; <i>L. minor</i>	Juin 1999 – Aout 2000	49,5	12000	2904	1,632	0,06	(Tai <i>et al.</i> 2002)
Estonie (Kõo)	FPRv	<i>P. australis</i>	Oct 2001 – Nov 2003	0,0128	65	25848	5,4	0,021	(Teiter & Mander 2005; Sovik <i>et al.</i> 2006)
Japon (Ibaraki)	FPRv*	<i>P. australis</i>	Aout 2004 – Mai 2006	0,0012	0,5	3072	2,952	0,096	(Gui <i>et al.</i> 2007)
Japon (Ibaraki)	FPRv*	<i>P. australis</i>	Juin – Aout 2006	0,0012	0,5	4176	1,752	0,042	(Liu <i>et al.</i> 2009)

Estonie (Kodijärve)	FPRh	<i>P. australis</i> ; <i>T. latifolia</i> ; <i>S. sylvaticus</i>	Oct 2001 – Nov 2003	0,03125	2,85	984	4,464	0,45	(Mander <i>et al.</i> 2003; Teiter & Mander 2005; Mander <i>et al.</i> 2008)
Estonie (Kõo)	FPRh	<i>P. australis</i>	Oct 2001 – Nov 2003	0,0365	60	7080	2,592	0,04	(Teiter & Mander 2005; Sovik <i>et al.</i> 2006; Mander <i>et al.</i> 2008)
Japon (Ibaraki)	FPRh*	<i>P. australis</i>	Juin – Aout 2006	0,0012	0,5	4176	9,6	0,23	(Liu <i>et al.</i> 2009)
Finlande (Kompsasuo)	FPRh	<i>M</i> ; <i>trifoliata</i> ; <i>C.</i> <i>lasiocarpa</i> ; <i>P. palustris</i> ; <i>Sphagnum spp</i>	Aout 2001 – Aout 2002	1,9		1,04	0,019	1,83	(Liikanen <i>et al.</i> 2006)

* Mesures réalisées sur procédés pilotes.

Onema
Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.onema.fr

Irstea
1 rue Pierre-Gilles de Gennes
CS 10030
92761 Antony Cedex

0 1 40 96 60 02

www.irstea.fr