

Application du procédé de lavage humide par pulvérisation
acide pour le traitement et la valorisation de l'ammoniac
produit dans les poulaillers : Étude de cas

Par

Hassen FENNANI

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE, CONCENTRATION ÉNERGIES
RENOUVELABLES ET EFFICACITÉ ÉNERGÉTIQUE
M. SC. A

MONTREAL, LE 14 DÉCEMBRE 2020

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Hassen Fennani, 2020



Cette licence Creative Commons signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY
CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ
PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Daniel R. Rousse, directeur de mémoire
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Robert Hausler, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 4 DÉCEMBRE 2020

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à mon directeur de mémoire, Pr Daniel R. Rousse. Je le remercie pour son encadrement, son aide financière, ses conseils et la confiance qu'il m'a accordée. Je remercie également les membres de jury M. Mathias Glaus et M. Robert Hausler qui m'ont honoré d'avoir accepté de juger mon travail.

J'adresse aussi mes sincères remerciements à l'École de technologie supérieure et à MITACS pour le support financier durant l'élaboration du projet.

Je remercie aussi le groupe t3e pour l'accompagnement extraordinaire incluant les activités de recherche et les événements sociaux. Un grand merci aussi à M. Michel Trottier pour son support financier et sa générosité.

J'aimerais finalement exprimer ma gratitude envers mes parents, mon frère et mes sœurs pour le soutien inconditionnel durant tout mon parcours. Un chaleureux remerciement à mon amour Lamis qui m'a infiniment supporté durant mon projet. Sans eux, ce travail n'aurait pas été possible.

Application du procédé de lavage humide par pulvérisation acide pour le traitement et la valorisation de l'ammoniac produit dans les poulaillers : Étude de cas

Hassen FENNANI

RÉSUMÉ

Les épurateurs humides sont très utilisés dans l'industrie pour la captation et le traitement des polluants gazeux dégagés des procédés de production (gaz à effets de serre). De plus, une efficacité de séquestration élevée fait de cette technologie une révolution dans le traitement des émissions gazeuses. En effet, il existe plusieurs types d'épurateurs à savoir les épurateurs verticaux, horizontaux, avec ou sans lit de garnissage, à courant croisé ou à contre-courant. Les technologies diffèrent selon le type d'application, la capacité de traitement ainsi que le type de polluant à traiter (lavage humide ou sec, acide ou basique). Généralement, il s'agit d'installations accablantes et qui coûtent cher. Ce projet consiste à adapter cette technologie pour traiter l'ammoniac gazeux produit dans les poulaillers. Le traitement est basé sur une solution de lavage acide afin de valoriser l'ammoniac en sulfate d'ammonium.

L'estimation des émissions de NH_3 a démontré une demande élevée de ventilation afin d'évacuer l'excès de NH_3 à l'intérieur du poulailler sachant que la teneur en ammoniac ne doit pas dépasser les 15 ppm pour respecter les règles de salubrité d'élevage de poulets. De plus, 50 000 poulets répartis sur deux étages génèrent près de 1 t d'ammoniac par cycle d'élevage de 40 jours ce qui fait qu'on produit environ 6,5 t de NH_3 annuellement. En outre, les données de ventilation exigent d'implanter une unité de 60 000 CFM pour chaque étage afin de traiter la totalité de l'ammoniac dégagé. L'étude du rendement empirique du procédé de lavage a permis d'estimer la quantité d'engrais annuellement produite qui est environ 19,6 t. La consommation en solution de lavage et en électricité est aussi élaborée.

Finalement, une étude technico-économique a été faite pour estimer les dépenses liées à la consommation de solution de lavage (5 780 \$/an) et en électricité (11 425 \$/an). Le coût des unités suggéré par le fournisseur sélectionné est environ 875 000 \$. Aussi, un estimé des profits issus de la vente d'engrais a été élaboré (11 035 \$/an), aussi bien que d'éventuelles subventions d'éco-performance (3 450 \$/an) et des revenus sur l'augmentation du prix de vente qui sont environ 402 500 \$/an. L'étude de la situation de Québec présente un impact de 9,9 kt éq CO_2 pour 744 éleveurs de poulet en 2017. Le coût de traitement s'élève à 495 000 \$ et les revenus de la vente d'engrais (9,85 kt) sont environ de 5,5 M\$.

Il s'est avéré que les émissions ammoniacales sont significatives, car considérant l'impact environnemental de ses dérivés tel que le N_2O , ce qui encourage les gouvernements du monde entier d'appliquer des restrictions et de nouvelles législations qui obligent toutes industries émettrices de polluants de traiter leurs propres émissions en intégrant des technologies vertes telles que les épurateurs humides dans leurs chaînes de production.

Mot-clés : Épurateur humide par pulvérisation acide, estimation, émission, ventilation, rendement, engrais, impact environnemental

Acid spray wet scrubbing process application for the treatment and valorization of ammonia produced in poultry houses: Case study

Hassen FENNANI

ABSTRACT

Acid spray wet scrubbers are widely used in industrial processes especially for the capture and treatment of greenhouse gases. In addition, their very high sequestration efficiency makes this technology a revolution in the treatment of gaseous emissions. Indeed, there are several types of scrubbers namely vertical, horizontal, with or without lining bed, cross or countercurrent. etc. The technologies differ according to the type of application, the treatment capacity and the type of pollutant to be treated. Usually, these are heavy and expensive installations. Our project consists in adapting this technology to treat gaseous ammonia produced in poultry houses. Indeed, the treatment is done by an acid washing solution in order to trap the ammonia in the form of ammonium sulfate (chemical fertilizer).

Estimates of NH_3 emissions have shown a high demand for ventilation, which is necessary to remove the NH_3 excess inside the poultry house, bearing in mind that the ammonia content must not exceed 15 ppm to maintain a good rearing climate and preserve the health of the birds. In addition, 50 000 birds spread over two floors can generate close to 1 ton of ammonia per 40-day rearing cycle, which means that about 6.5 tons of NH_3 are produced annually. In addition, ventilation data requires a 60 000 CFM unit for each floor to process the released ammonia. The study of the empirical efficiency of the scrubbing process allowed to estimate the quantity of fertilizer produced annually, which is about 19,6 tons. The consumption of washing solution and electricity is also elaborated.

Finally, a technico-economic study was carried out to estimate the expenses related to the consumption of washing solution (5 780 \$/year) and electricity (11 425 \$/year). The cost of the units suggested by the selected supplier was approximately 875 000 \$. It was also possible to calculate the profits from the sale of fertilizers (11 035 \$/year), as well as possible subsidies and funding of about (3 450 \$/year) and incomes on the increase in sales prices. The study of the Quebec's situation shows an accumulation of nearly 9,9 kt eq CO_2 for 744 chicken farmers in 2017. The cost of treatment amounts to 495 000 \$ and revenues from the sale of fertilizer (9,85 kt) are approximately 5,5 M\$.

It turned out that ammonia emissions are not negligible, considering the environmental impact of its derivatives such as N_2O , something that encourages governments around the world to apply restrictions and force industrialists to treat their own emissions by integrating green technologies such as wet scrubbers in their production chains.

Keywords: Acid spray wet scrubbers, estimation, emission, ventilation, efficiency, fertilizer, environmental impact

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Le cycle d'azote et les dérivés azotés	3
1.2 Gestion de l'ammoniac	5
1.2.1 Domaines d'application	5
1.2.2 Risques	6
1.3 Méthodes de traitement et de valorisation de l'ammoniac	7
1.3.1 Les lits fluidisés	7
1.3.2 Les biofiltres	8
1.3.3 Contacteurs membranaires	10
1.3.4 Les procédés par précipitation	12
1.3.5 Les épurateurs humides : formation des sels d'ammonium	14
1.3.6 La photo catalyse	17
1.3.7 Décomposition thermique	19
1.4 Étude détaillée du procédé de lavage humide par pulvérisation acide	20
1.4.1 Principe	20
1.4.2 Étude thermochimique	21
1.4.3 Transfert de masse	24
1.4.4 Les paramètres de design	27
1.4.5 Conditions opératoires	30
CHAPITRE 2 ESTIMATION DES ÉMISSIONS AMMONIACALES DANS LES POULAILLERS, ÉTUDE DE CAS	39
2.1 Méthode de l'EPA	39
2.1.1 Étape 1 : Distribution des paramètres d'estimation selon le groupe d'animaux	40
2.1.2 Étape 2 : Développement du facteur d'émission dans les poulaillers	40
2.1.3 Étape 3 : Calcul de l'ammoniac émis dans les poulaillers	41
2.2 Autre méthode pertinente de littérature	41
2.3 Étude de cas	42
2.3.1 Description du site étudié	42
2.3.2 Concentration critique d'ammoniac	42
2.3.3 Ventilation	44
2.3.4 La litière	46
2.3.5 Hypothèses et paramètres	46
2.3.6 Résultats de calcul	47
CHAPITRE 3 APPLICATION DU PROCÉDÉ DE LAVAGE HUMIDE PAR PULVÉRISATION ACIDE	57
3.1 Dimensions de l'unité de lavage et conditions opératoires	57

3.1.1	Dimension de la colonne.....	57
3.1.2	Conditions opératoires	60
3.2	Étude de rendement du procédé.....	63
3.3	Évaluation de la consommation de la solution de lavage	65
3.3.1	Consommation maximale	66
3.3.2	Consommation totale	67
3.3.3	Recyclage de la solution de lavage	68
3.4	Évaluation de la consommation énergétique	69
3.4.1	Équipements considérés.....	69
3.4.2	Énergie consommée par les pompes	69
3.5	Évaluation de la production d'engrais	69
3.5.1	Détermination de Q_{NH_3} , échappée et Q_{NH_3} , traitée.....	70
3.5.2	Accumulation des Q_{NH_3} , à traiter, Q_{NH_3} , traitée et Q_{NH_3} , échappée.....	72
3.5.3	Quantification de la production du sulfate d'ammonium : Engrais chimique.....	73
3.5.4	Accumulation d'engrais chimique	75
3.6	Synthèse du chapitre	76
CHAPITRE 4	ÉTUDE TECHNICO-ECONOMIQUE DU PROCÉDÉ DE LAVAGE HUMIDE PAR PULVÉRISATION ACIDE	77
4.1	Estimation du coût en solution de lavage	77
4.2	Estimation du coût en électricité.....	78
4.3	Coût de l'unité.....	78
4.4	Engrais chimique (sulfate d'ammonium).....	79
4.5	Revenus sur l'augmentation du prix	80
4.6	Impact environnemental.....	80
4.7	Subventions.....	82
4.8	Analyse économique.....	83
4.8.1	La valeur actuelle nette VAN	83
4.8.2	La période de retour sur l'investissement PRI.....	84
4.9	Situation de Québec	85
4.10	Synthèse du chapitre	88
CONCLUSION		89
RECOMMANDATIONS		91
ANNEXE I	SCHÉMA GLOBAL DE PROCÉDÉ DE SÉQUESTRATION DE L'AMMONIAC À PARTIR DES EFFLUENTS DE FERMENTATION	93
ANNEXE II	SCHÉMA ÉCLATÉ D'UN ÉPURATEUR VERTICAL	95
ANNEXE III	FICHE TECHNIQUE POUR DES ÉPURATEURS SÉRIE SPT	97

ANNEXE IV	QUELQUES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SULFATE D'AMMONIUM	101
ANNEXE V	FICHE TECHNIQUE DES UNITÉS DE LAVAGE SÉLECTIONNÉES.....	103
ANNEXE VI	CALCUL DE LA VALEUR ACTUELLE NETTE	105
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		107

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Propriétés physico-chimiques des dérivés azotés et leurs impacts sur la santé et sur l'environnement 4
Tableau 1.2	Différentes technologies d'épurateurs 15
Tableau 1.3	Valeur du K_H pour quelques gaz dissouts 23
Tableau 1.4	Intervalles limites de dissolution des gaz dans les liquides 24
Tableau 1.5	Résumé de la littérature 37
Tableau 2.1	Paramètres MMT pour le cas de poulets 40
Tableau 2.2	Facteurs d'émission d'ammoniac par type d'élevage Tiré de EPA (2004, p. D12-D13) 40
Tableau 2.3	Équipements de ventilation et densités maximales d'élevage Tiré de Cobb-Vantress (2011, p. 1) 44
Tableau 2.4	Vitesses d'air maximales selon l'âge des poussins 45
Tableau 2.5	Production totale d'ammoniac pour différentes FE (Méthode de l'EPA) 47
Tableau 2.6	Production cyclique et annuelle totale et le facteur d'émission correspondant 50
Tableau 2.7	Comparaison des résultats de deux méthodes 51
Tableau 2.8	Tableau comparatif des résultats théoriques et numériques 53
Tableau 2.9	Détermination de la quantité de NH_3 critique par étage 54
Tableau 2.10	Données de ventilation pour le 7e et le 40e jour d'élevage 54
Tableau 3.1	Paramètres de design de l'épurateur sélectionné 59
Tableau 3.2	Géométrie et matériaux de fabrication 59
Tableau 3.3	Consommation cyclique et annuelle d'eau, d'acide pur et de la solution de lavage par étage 68
Tableau 3.4	Résumé des données de Q_{NH_3} accumulées 73

Tableau 4.1	Structure du tarif DP	78
Tableau 4.2	Dépenses électriques annuelles des pompes	78
Tableau 4.3	Répartition des dépenses et des profits annuels du projet.....	83

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Mécanismes de formation des dérivés azotés Tirée de Hassouna et al (2015, p. 20).....	4
Figure 1.2 Effets de l'ammoniac sur la santé Tirée de CRSIST (2006, p. 1).....	6
Figure 1.3 Diagramme du procédé de séchage-nettoyage Tirée de Artyukhov & Artyukhova (2018, p. 2).....	8
Figure 1.4 Digramme du procédé de purification par biofiltration Tirée de Malhautier et al (2003, p. 146).....	9
Figure 1.5 Principe de fonctionnement du contacteur membranaire Tirée de Alex (2015, p. 5).....	11
Figure 1.6 Schéma global de l'installation utilisé pour la captation de l'ammoniac Tirée de Ashtari et al (2016, p. 3)	16
Figure 1.7 Installation réelle d'un épurateur à contre courant Tirée de (Verantis 2020)	17
Figure 1.8 Instrumentations de la photo-dégradation (A), Chambre hermétique (B), Schéma de principe de la photo-dégradation (C) Tirée de Y.-N. Li et al (2018, p. 387).....	18
Figure 1.9 Schéma global de l'installation expérimentale Tirée de Dirtu et al (2006, p. 668)	19
Figure 1.10 Schéma de principe de fonctionnement d'un épurateur humide vertical avec lit Tirée de (MONROE 2020).....	21
Figure 1.11 Schéma d'une colonne montrant les bilans massiques lors de l'opération de lavage Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon (2014, p. 155).....	26
Figure 1.12 Variation du rendement de l'épurateur en fonction de la pression de pulvérisation Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 653-657).....	29
Figure 1.13 Effet de variation du diamètre et l'influence de la géométrie de la colonne Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 654)	30

Figure 1.14	Effet de la variation de la concentration de l'acide et le pH du milieu sur l'efficacité du procédé Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 655).....	31
Figure 1.15	Influence de la concentration initiale de NH_3 et de la température de l'air sur la performance du procédé de lavage Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 656).....	33
Figure 2.1	Évolution journalière du taux d'émission pour un cycle d'élevage.....	48
Figure 2.2	Profil de la production annuelle de NH_3	49
Figure 2.3	Profil annuel d'accumulation de NH_3 pour sept élevages de 50 000 oiseaux	52
Figure 2.4	Variation de ventilation en fonction de Q_{NH_3} à ventiler.....	55
Figure 3.1	Dimensions de l'unité d'épuration Reproduite et adaptée avec l'autorisation de (Verantis-Cealcote Air Pollution Control, 2020, p. 4) ...	58
Figure 3.2	Variation du rendement des épurateurs en fonction de la profondeur des lits remplis Reproduite et adaptée avec l'autorisation de (Verantis-Cealcote Air Pollution Control, 2020, p. 5).....	59
Figure 3.3	Vitesse d'air pour les épurateurs humides Adaptée de Daniel Mussatti (2002, p. 33).....	62
Figure 3.4	Variation du rendement empirique en fonction de $[\text{NH}_3]_{\text{in}}$	64
Figure 3.5	Suivi des Q à traiter, Q traitées et Q échappées le long d'un cycle	71
Figure 3.6	Accumulation cyclique des Q_{NH_3}	72
Figure 3.7	Variation de la production d'engrais en fonction de Q_{NH_3} traitée, graphe (a) et en fonction des jours de cycle, graphe (b)	74
Figure 3.8	Évolution de l'accumulation cyclique d'engrais chimique.....	75
Figure 4.1	Diagramme de perspectives du projet sur 25 ans.....	82
Figure 4.2	Répartition du nombre des fermes et de la production annuelle Tirée de MAPAQ (2019, p. 17).....	86

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

BED	Boues de l'étape de durcissement
BEBD	Boues de l'étape de biodégradation
BEBDB	Boues de l'étape de biodégradation mélangée avec du bois.
CFC	Chlorofluorocarbones
CPG	Chromatographie en phase gazeuse
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FE	Facteurs d'émission
FTIR	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IRSST	Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité de travail
LHPA	Lavage humide par pulvérisation acide
MAP	<i>Magnesium Ammonium Phosphate hexahydrate</i>
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MMT	<i>Manure Management Technics</i>
Pop	Population de poulets
PPy	Polypyrrole
PRG	Pouvoir de réchauffement global
PRI	Période de retour sur l'investissement
PVC	Polychlorure de vinyle
TE	Taux d'émission
TEQ	Transition énergétique Québec
TNT	Trinitrotoluène
VAN	Valeur actuelle nette

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

A_{cc}	Accumulation de NH_3	kg
A_f	Facteur d'absorption	-
C	Concentration	mol/L ou g/L
Ca	Capital initial investi	\$
CF	Flux net de trésorerie	\$
C_{cr}	Concentration critique de NH_3	mg/m ³ ou ppm
C_{tm}	Coefficient de transfert de masse	mol/s m ³ Δy
D_{32} ou D_2^3	Diamètre de Sauter des gouttelettes d'acide pulvérisées	μm
D_{int}/D_{ext}	Diamètre intérieur/extérieur de la colonne	m
e	Épaisseur	m
E	Émission	g NH_3 /jour
G	Débit molaire de flux gazeux	mol/s
$\bar{G}$	Débit molaire de flux gazeux par unité de surface	mol/m ² s
G_l	Débit molaire de flux gazeux en haut de la colonne	mol/s
G_s	Débit molaire de flux de gaz inerte	mol/s
K_{eq}	Constante de formation ou aussi la constante d'équilibre	-
K_G	Coefficient individuel de transfert de masse de NH_3 dans l'air	moles/s/m ² /Pa
K_H	Constante d'Henry	mol/L/atm
L	Débit molaire du liquide	mol/s
L_l	Débit molaire du liquide en haut de la colonne	mol/s
L_s	Débit molaire du liquide inerte	mol/s
m	Masse	g ou kg
M ou M_M	Masse molaire	g/mol
n	Nombre de moles	moles
N	Nombre d'années d'investissement	année
P_{NH_3}	Pression partielle de l'ammoniac dans le liquide	atm

pH	Potentiel hydrogène	-
Q	Débit de ventilation	m ³ /h
Q_{cr}	Quantité critique de NH ₃	g NH ₃ /étage
Q_L	Débit de pulvérisateur	ml/s
Q_{NH_3}	Quantité de NH ₃	kg
R	Constante des gaz (8,314)	J/mol/K
S	Section de la colonne	m ²
T	Température	°C ou K
t	Taux d'actualisation	%
UV	Lumière UV-visible	-
V	Ventilation	CFM
V _{étage}	Volume d'un étage	m ³
V _{Sol,lavage}	Volume de la solution de lavage	L
V _M	Volume molaire	L/mol
X	Jours de l'année	-
x_A	Fraction molaire de NH ₃ dans la phase liquide	mol/mol
x_{A1}	Fraction molaire de NH ₃ dans la phase liquide en haut de colonne	mol/mol
Y	Quantité d'ammoniac	kg
y_A	Fraction molaire de NH ₃ dans la phase gaz	mol/mol
y_{A0}	Fraction molaire de NH ₃ dans la phase gaz en bas de colonne	mol/mol
y_{A1}	Fraction molaire de NH ₃ dans la phase gaz en haut de colonne	mol/mol
z	Hauteur de la zone de garnissage de l'épurateur	m

Lettres grecques

η	Efficacité de lavage
$\eta_{1-\text{étage}}$	Rendement pour un étage
η_{total}	Rendement total de n étages
Δu	Différence entre la vitesse de gouttelettes et la vitesse de l'air, m s ⁻¹

Indices

cr	Critique
éq	Équilibre
étage	Étage
G, gaz	Gaz
H	Henry (référant la constante d'Henry)
int/ext	Intérieure/extérieure
<i>in/out</i>	Entré/sortie
j, j-1	Jour, jour - 1
lq	Liquide
M	Molaire
n	Nombre d'étages
p	Compteur d'année
Sol,lavage	Solution de lavage
tm	Transfert de masse
total, tot	Total
vent	Ventilation

Unités

atm	atmosphère
<i>BTU</i>	<i>British Thermal Unit</i>
<i>CFM</i>	<i>cubic feet per minute</i>
cm	centimètre
°C	degrés Celsius
<i>gpm</i>	<i>gallons per minute</i>
h	heure
<i>hp</i>	<i>horse power</i>
J	joule
K	kelvin
kg	kilogramme
L	Litre
<i>lb</i>	livre, 1 lb = 453,6 g
m ³	mètre au cube, 1 m ³ = 1000 L
mg	milligramme
ml	millilitre
mol	mole
min	minute
MPa	MégaPascal, 1 MPa = 10 ⁶ Pa
ppm ou ppmv	partie par million volumique
po	pouces
<i>psi</i>	<i>pound-force per square inch</i>
s	seconde
t	tonne
téq CO ₂	tonnes équivalent CO ₂
W	Watt
µm	micromètres, 1 µm = 10 ⁻⁶ m

INTRODUCTION

L'émission des gaz à effets de serre (GES) tels que les gaz carboniques CO_2 et CH_4 et les dérivés de l'ammoniac et essentiellement le protoxyde d'azote N_2O , contribuent énormément au réchauffement de la planète. Ces gaz sont naturellement présents pour maintenir une température atmosphérique moyenne et pour rendre possible la vie sur Terre. Cependant, la concentration atmosphérique de ces gaz a augmenté depuis plus de deux siècles c'est-à-dire depuis la révolution industrielle. En effet, ils proviennent de l'utilisation excessive de ressources énergétiques non renouvelables telles que les combustibles fossiles comme le pétrole, le gaz naturel et le charbon. De plus, la déforestation et l'application massive des produits chimiques volatils accentuent aussi ce fléau. À cela s'ajoute l'élevage animal qui ne cesse de s'élargir devant une demande alimentaire croissante, qui constitue un facteur majeur dans l'accumulation de ces gaz dans l'atmosphère.

Les émissions totales en GES en 2017 au Canada furent de l'ordre de 716 Mtéq CO_2 , en particulier, les émanations associées à l'industrie agricole s'élevaient à 71,6 Mtéq CO_2 , ce qui représente 10 % des GES dégagés de la même année (Environnement et Changement climatique Canada, 2019). De plus, les émissions du secteur de l'agriculture correspondaient à 30 % des émissions nationales en méthane (CH_4) et environ 77 % en protoxyde d'azote (N_2O) selon Delisle, Leblond, Nolet, et Paradis (2018). En outre, et selon Carew (2010), les émanations ammoniacales causées par l'industrie animale furent de l'ordre de 322 kt, ce qui vaut à 64 % des émissions annuelles en NH_3 au Canada en 2002. Les dégagements majeurs sont produits par l'élevage bovin (53,1 %) et porcin (23,8 %) contrairement à ceux avicoles qui ne sont que 6,2 % des émissions totales d'industrie animale en ammoniac de la même année. Par ailleurs, les parts d'Alberta, Ontario, Québec et Saskatchewan furent de 28,1 %, 22 %, 18,7 % et 13,1 %, respectivement, des émanations totales de l'industrie animale de la même année.

Bien que le domaine avicole génère de faibles émissions (6,2 %), il contribue au réchauffement climatique, et il émit des quantités non négligeables de NH_3 et de ses dérivés ainsi que des gaz carboniques qui polluent non seulement l'atmosphère, mais leur accumulation dans l'espace d'élevage constitue un danger pour la santé des poulets.

C'est dans ce cadre que cette étude propose d'appliquer le procédé de lavage humide par pulvérisation acide (LHPA) et de l'évaluer. Cette technologie sert non seulement à traiter l'ammoniac mais aussi à le valoriser, afin de minimiser son effet toxique sur les volailles et réduire les impacts environnementaux liés à ce gaz.

Le but principal de ce projet consiste à appliquer le procédé de lavage humide par pulvérisation acide pour le traitement et la valorisation de l'ammoniac produit dans les poulaillers et étudier la possibilité d'implanter réellement ce procédé.

Objectifs de projet

Les objectifs de projet sont :

- étudier le procédé LHPA et la possibilité de valoriser l'ammoniac traité.
- estimer les émissions ammoniacales et les capacités de ventilation du cas étudié.
- adapter le procédé, étudier son rendement et quantifier le produit de valorisation.
- évaluer la faisabilité technico-économique du procédé proposé.

Contenu de la thèse du mémoire

Le premier chapitre de ce mémoire présente une revue de littérature qui étudie les différentes méthodes de traitement et de valorisation de l'ammoniac et une étude détaillée du procédé choisi. Le deuxième chapitre traite l'estimation des émissions ammoniacales du poulailler et la capacité de ventilation. L'application et l'adaptation du procédé de LHPA du cas étudié sont l'objet du troisième chapitre. Et finalement, une étude technico-économique du projet est exposée dans le quatrième chapitre.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Le présent chapitre étudie les mécanismes de formation des dérivés azotés et la gestion d'ammoniac ainsi que les différentes méthodes de traitement et de valorisation. Il présente finalement le procédé de lavage humide par pulvérisation acide.

1.1 Le cycle d'azote et les dérivés azotés

Selon Hassouna et al. (2015), plusieurs mécanismes sont à l'origine de la génération des dérivés d'ammoniac. Ces mécanismes peuvent être chimiques, physiques ou biologiques. En effet, l'ammoniaque liquide ou l'ion ammonium (NH_3 liquide ou NH_4^+) est considéré comme le précurseur direct de dérivés azotés (N_2O , NO_x). Cet NH_3 liquide provient généralement des déjections animales dans les bâtiments d'élevage ou durant l'épandage ou encore du stockage de fumiers. Ce dernier peut se transformer en ammoniaque gazeux (NH_3 gaz) par des activités microbiennes, en effet, l'acide urique qui se trouve dans le fumier est converti en allantoiné par des uricase. Cette allantoiné est décomposée à son tour en NH_3 gaz par d'autres enzymes microbiennes. (Kim & Patterson, 2003)

De plus, l'ammoniaque peut subir des réactions d'oxydoréductions amorcées par des micro-organismes biologiques ou des réactions chimiques types redox. En effet, la lixiviation de litière accélère la transformation de NH_4^+ en nitrites NO_2^- puis en nitrate NO_3^- par l'intermédiaire de micro-organismes (nitrification). En outre, ces bactéries se trouvent parfois en manque d'oxygène dans le sol causé par la stagnation de l'eau en profondeur, soit par le compactage du sol, un processus inverse se produit dans lequel, ces bactéries transforment les nitrates et les nitrites en diazotes qui à son tour se transforme en protoxyde d'azote N_2O et en NO_x par oxydation avec l'oxygène de l'air ou d'autres agents oxydants se trouvant dans l'atmosphère.

La Figure 1.1 présente le cycle d’azote et les différentes étapes de formation des dérivés azotés :

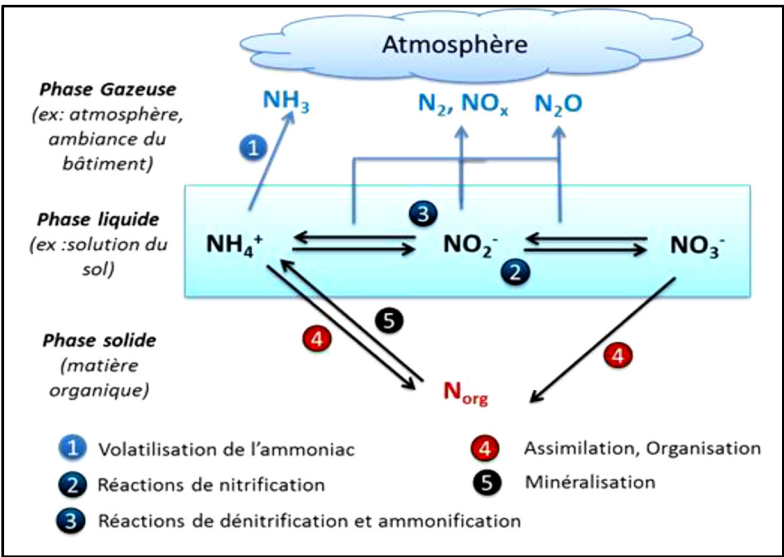


Figure 1.1 Mécanismes de formation des dérivés azotés
Tirée de Hassouna et al (2015, p. 20)

Les propriétés physico-chimiques de ces gaz, leurs impacts sur la santé et sur l’environnement sont résumés dans le Tableau 1.1.

Tableau 1.1 Propriétés physico-chimiques des dérivés azotés et leurs impacts sur la santé et sur l’environnement

Gaz	État physique à 20°C	Impact sur la santé	Impact sur l’environnement
NH ₃	Gaz	Toxique, Piquant et Âcre	Corrosif en présence de vapeur d’eau
NO	Gaz instable	Irritant	Effet de serre, pluie acide
NO ₂	Gaz ou liquide	Irritant et Toxique	Effet de serre, pluie acide
N ₂ O	Gaz très stable	Toxique	Effet de serre (300 fois éqCO ₂), pluie acide

Les NO_x jouent également un grand rôle dans l'acidification de l'atmosphère et donc des pluies acides et ils détruisent la couche d'ozone. Alors que le protoxyde d'azote N_2O a un pouvoir de réchauffement global (PRG) sur 100 ans environ 300 fois plus important que celui du CO_2 . En outre, il est tellement stable que sa durée de vie est de l'ordre de 150 ans (Hassouna et al., 2015).

1.2 Gestion de l'ammoniac

Cette section présente les domaines d'application de l'ammoniac et expose les risques sur la santé et les impacts environnementaux de ce gaz.

1.2.1 Domaines d'application

L'ammoniac présente un intérêt industriel élargi vu qu'il possède un spectre d'application étendu. Il entre principalement dans la formulation des engrais azotés. En effet, selon la CSST (2009), 80 % à 90 % de la quantité totale produite sont utilisées dans l'industrie des fertilisants. Il sert également à fabriquer des substances chimiques comme l'acide nitrique et plusieurs autres substances comme des polymères plastiques par exemple les acrylonitriles, mais aussi il est l'un des constituants principaux des explosifs. L'ammoniac est appliqué aussi dans l'industrie mécanique comme étant un carburant pour les moteurs à combustion interne.

En outre, il est utilisé comme un réactif dans la production de certains détergents et entre aussi dans la fabrication des pâtes à papiers, ainsi qu'en métallurgie pour des traitements thermiques. En raison de ses propriétés thermodynamiques, l'ammoniac devient le fluide caloporteur le plus utilisé dans le domaine de la réfrigération. Selon CSST (2009), il est employé depuis plus que 130 ans comme un fluide frigorigène remplaçant les chlorofluorocarbones (CFC) qui sont extrêmement toxiques et qui contribuent directement à l'effet de serre. Les systèmes à ammoniac sont considérés comme les plus efficaces et les plus économiques pour ce genre d'application. (Shanmugam & Mital, 2019)

1.2.2 Risques

1.2.2.1 Risques sur la santé

Selon Saputo (2013), le seuil de détection olfactive minimale et maximale sont respectivement 0,043 ppm et 53 ppm avec une moyenne de détection de 17 ppm. Les voies respiratoires sont les plus sensibles à l’ammoniac. En effet, au moment de l’inhalation, la majeure partie aspirée se dissout au niveau de la gorge et le nez. La Figure 1.2 explique la gravité de chaque niveau de concentration sur la santé (CRSIST, 2006).

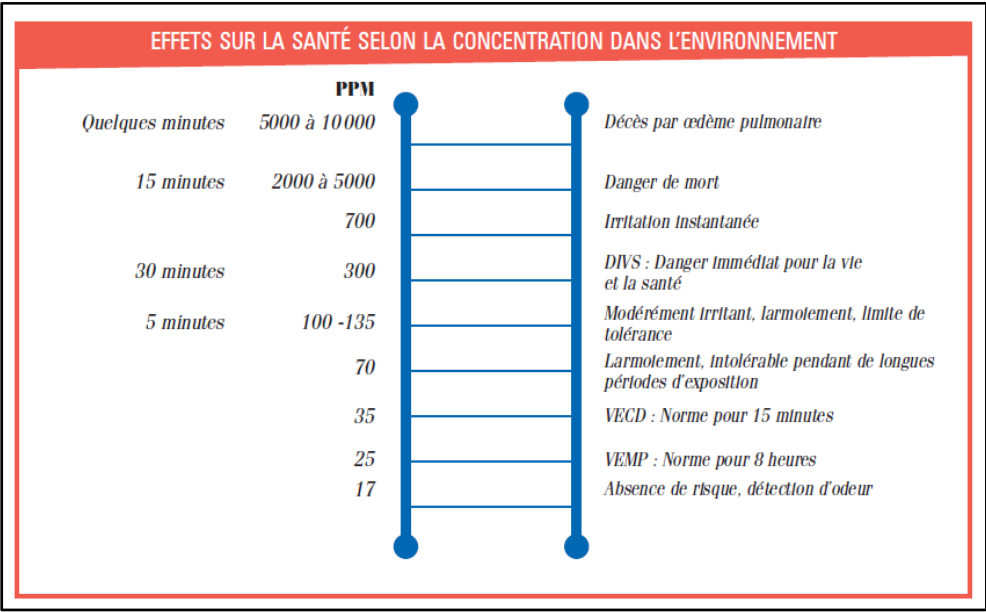


Figure 1.2 Effets de l’ammoniac sur la santé

Tirée de CRSIST (2006, p. 1)

1.2.2.2 Impact sur l’environnement

L’impact sur l’environnement englobe les risques sur le sol qui se manifestent dans le fait que l’apport de l’élément N doit être contrôlé pour préserver l’activité microbienne dans le sol surtout que la présence ou l’absence de ces micro-organismes dépend nettement à l’azote. (Ma

et al., 2020). Selon Zhang et al. (2020), la lixiviation des produits azotés vers les nappes d'eau risque de contaminer les eaux potables surfaciques ou mêmes les nappes phréatiques.

Pour les animaux, les dangers sont semblables à ceux subis par les humains. En outre, l'accumulation de grandes quantités de NH_3 dans l'air favorise la génération des oxydes d'azotes par oxydation, qui accentuent le réchauffement de la planète et acidifient les pluies.

1.3 Méthodes de traitement et de valorisation de l'ammoniac

Plusieurs technologies ont été développées afin de traiter les émissions ammoniacales et de les valoriser pour minimiser les impacts sur les êtres vivants et sur l'environnement. De plus, la nécessité de contrôler la qualité d'air implique le développement et l'optimisation des procédés de récupération et de traitement de ce gaz. Il existe plusieurs procédés destinés à la captation et le traitement de l'ammoniac gazeux.

1.3.1 Les lits fluidisés

Les lits fluidisés sont appliqués dans diverses industries pour déshumidifier des matériaux et former des poudres à granulométrie différentes pour plusieurs fins industrielles. Durant l'opération de séchage, un agent déshumidifiant est utilisé pour absorber l'humidité qui se trouve dans les matériaux.

Selon Artyukhov et Artyukhova (2018), pour sécher le nitrate d'ammonium, deux technologies ont été utilisées simultanément : un séchoir multiétage et un granulateur-sécheur type vortex pour déshumidifier et granuler le nitrate d'ammonium et pour éliminer le NH_3 et la poussière contenus dans le flux gazeux. La Figure 1.3 présente les étapes du procédé étudié. L'opération consiste à préchauffer le flux gazeux à nettoyer et l'utiliser comme un agent de séchage pour les deux technologies. Le nitrate d'ammonium est humidifié initialement avec de l'eau et pulvérisé dans l'espace interne du vortex pour que l'ammoniac et la poussière du flux gazeux soient absorbés par transfert de matière entre l'air et l'eau contenue dans le nitrate

d'ammonium. Le produit du vortex est introduit dans le séchoir multiétage pour un étuvage supplémentaire puis refroidi et emballé. Tandis que l'air sortant du vortex subit un lavage avec de l'eau dans une colonne pour s'assurer qu'il est suffisamment propre pour le libérer à l'extérieur (Artyukhov & Artyukhova, 2018).

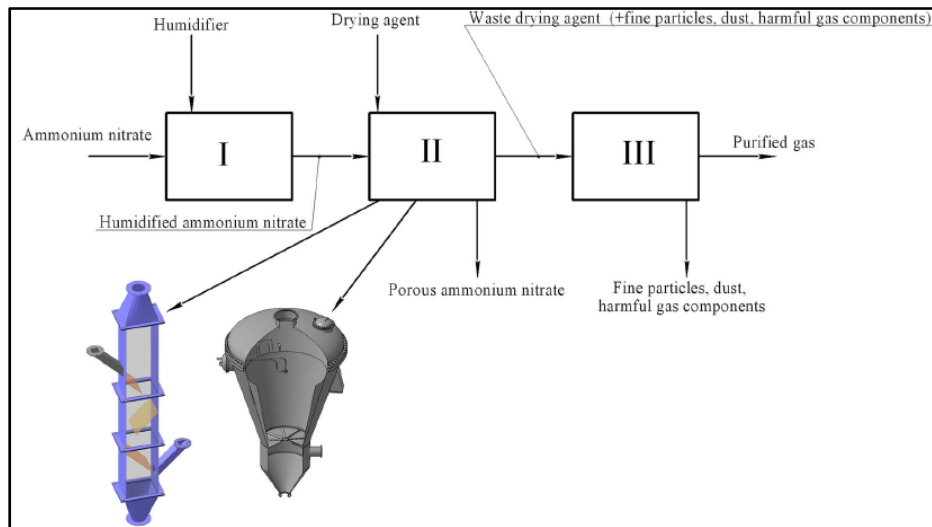


Figure 1.3 Diagramme du procédé de séchage-nettoyage
Tirée de Artyukhov & Artyukhova (2018, p. 2)

Cette technique permet de réduire la poussière jusqu'à 65 % et l'ammoniac jusqu'à 95 % selon la même étude (Artyukhov & Artyukhova, 2018). Cependant, son domaine d'application est spécifique aux industries dont les produits sont des poudres granulées comme l'engrais et le ciment.

1.3.2 Les biofiltres

La biofiltration est une technique utilisée pour contrôler la pollution de l'air. Elle est appliquée pour éliminer les odeurs et les gaz toxiques comme l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène (Malhautier, Gracian, Roux, Fanlo, & Le Cloirec, 2003). Cette technique est basée sur l'utilisation de la boue granulée récupérée des eaux usées et traitée pour l'utiliser comme un

filtre biologique dans lequel des micro-organismes sont incubés. Des bactéries nitrifiantes ajoutées dans la boue pour consommer le polluant présent dans l'air permettent de transformer l'azote ammoniacal en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-) ou dans le cas de la dénitrification, elles transforment ces nitrates en N_2 . Malhautier et al. (2003) ont proposé une installation présentée dans la Figure 1.4, pour éliminer l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène par la technique des biofiltres. Les numéros correspondent à chaque équipement utilisé dans le procédé.

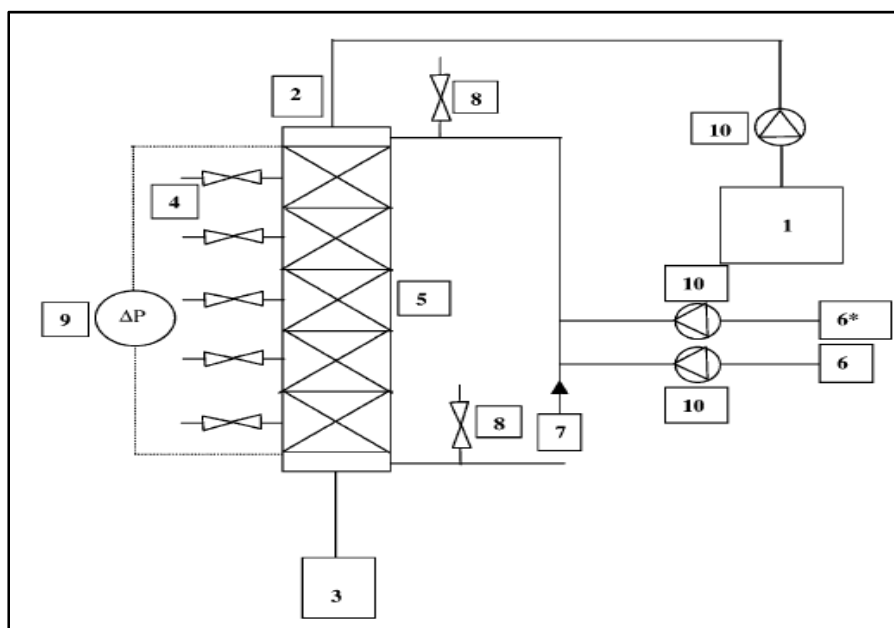


Figure 1.4 Digramme du procédé de purification par biofiltration
Tirée de Malhautier et al (2003, p. 146)

Selon Malhautier et al. (2003) le principe de fonctionnement du biofiltre consiste à déposer la solution nutritive nécessaire pour la prolifération des bactéries en haut de la colonne qui contient 5 filtres en boue. Ensuite, le flux de gaz contenant les polluants est introduit en deuxième entrée en haut de la colonne. Par entraînement, l'air et la solution nutritive s'adsorbent dans la boue contenant les bactéries qui dégradent les gaz toxiques. Un temps de séjour de quelques jours est nécessaire pour le fonctionnement des bactéries et cela dépend du

type de bactéries et aussi des conditions opératoires. Finalement, une solution de filtrat est récupérée en bas de bioréacteur contenant les produits de biodégradation qui nécessitent un traitement complémentaire.

Dans une étude faite par Hou et al. (2016), les auteurs ont étudié le rendement du procédé pour trois types de boues : boues de l'étape de biodégradation (BED), boues de l'étape de durcissement (BED) et boues de l'étape de biodégradation mélangée avec du bois (BEDDB). Ce dernier est utilisé comme une référence et les tests sont faits essentiellement sur les deux autres types. Les résultats finaux ont montré que les BED sont plus performants en élimination de NH_3 que les BEDB. En effet, même pour des concentrations plus élevées (100-150 ppm), le bioréacteur a maintenu une efficacité de 80 % durant les 3 premiers jours et un rendement plus important (100 %) pour le reste des jours d'opération qui totalisent 60 jours. Cette capacité élevée est due au fait que le temps de séjour pour les BED est élevé ce qui favorise la prolifération des micro-organismes dans les boues ainsi que la biodégradation de la matière organique pour la nutrition des bactéries. (Hou et al., 2016)

Cette technique a permis d'éliminer jusqu'à 80 % selon Malhautier et al. (2003) et 100 % selon Hou et al. (2016) de l'ammoniac présent dans un flux d'air, mais à priori l'oxydation de l'ammoniac commence concrètement vers la 10^e semaine selon Malhautier et al. (2003) et vers le 3^e jour selon Hou et al. (2016) d'opération ainsi que le traitement simultané de H_2S et de NH_3 affecte l'efficacité de séquestration de NH_3 (Hou et al., 2016). En outre, la nitrification seule peut générer des nitrites et des nitrates qui sont aussi toxiques ce qui nécessite un traitement complémentaire des filtrats récupérés en bas de bioréacteur et enfin, ce procédé est applicable pour de moyennes concentrations.

1.3.3 Contacteurs membranaires

Cette technologie date théoriquement des années 90s. Elle est développée à cette époque pour éliminer les gaz dissouts dans les liquides industriels pour éviter la corrosion des conduites. Actuellement, elle est utilisée pour des opérations d'extraction liquide-liquide surtout pour le traitement des eaux usées et les rejets industriels. (Alex, 2015)

L'opération consiste à dissoudre le NH_3 dans de l'eau pour qu'il soit sous la forme ionique (NH_4^+), puis augmenter le pH de l'eau à au moins 9,25 selon Alex (2015) ou entre 8 et 11 selon Licon et al. (2014) pour dégager la forme gazeuse (NH_3) de la solution aqueuse vers la solution acide. La température doit être à 40-50°C pour rendre l'ammoniac volatile et favoriser la forme conjuguée qui est NH_3 . Ensuite, injecter la solution riche en NH_3 dans des fibres creuses dont les parois sont faites d'une membrane hydrophobe qui empêche la solution aqueuse et l'acide circulant à l'extérieur de la membrane à contre courant de se mélanger. Le pH de l'acide doit être inférieur à 2. De ce fait, l'ammoniac gazeux peut se déplacer vers la phase acide et être neutralisé. Le principe de fonctionnement du contacteur membranaire est représenté dans la Figure 1.5.

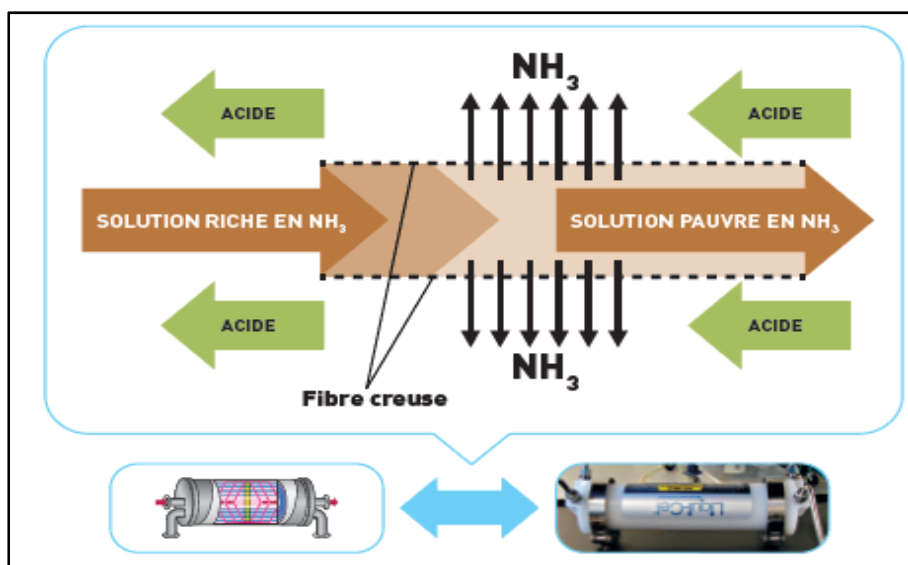


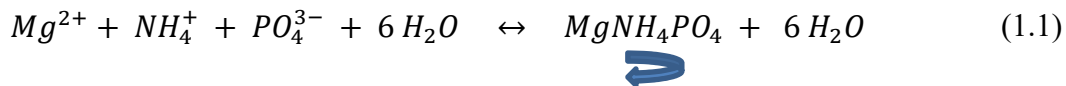
Figure 1.5 Principe de fonctionnement du contacteur membranaire
Tirée de Alex (2015, p. 5)

La capacité de l'acide à neutraliser l'ammoniac gouverne le rendement de l'opération. Selon Alex (2015), cette technologie permet d'éliminer jusqu'à 95 % de l'ammoniac contre 78 % pour Licon et al. (2014). Cette technologie est donc considérée comme performante, mais la capacité de traitement est limitée et elle est encore à la phase expérimentale.

1.3.4 Les procédés par précipitation

1.3.4.1 La précipitation de phosphate de magnésium et d'ammonium hexahydraté (MAP : Magnesium Ammonium Phosphate hexahydrate)

Selon Yan, Gao, et Wu (2013), la réaction de l'ammoniaque liquide NH_4^+ avec des cations de Magnésium Mg^{2+} et des anions PO_4^{3-} provenant de l'acide phosphorique dont les proportions sont $\text{N} : \text{Mg} : \text{P} = 1 : 1 : 1$, dans un milieu aqueux donne un précipité blanc sous forme de cristaux qui est le MAP (*Magnesium Ammonium Phosphate hexahydrate*). La réaction est représentée comme suit :

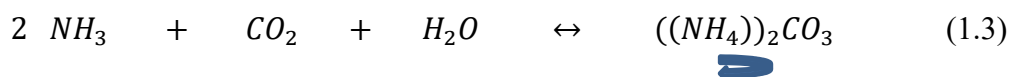


Cette réaction traite l'ammoniaque (liquide) plutôt que l'ammoniac (gazeux) qui est beaucoup plus difficile à séquestrer. Cependant, pour obtenir de l'ion NH_4^+ , il suffit de faire barboter le NH_3 dans l'eau et puis ajouter les autres réactifs pour permettre la réaction.

La même étude montre l'influence de certains facteurs afin d'optimiser les conditions de déroulement de la réaction. Cette optimisation consiste à fixer des valeurs de pH entre 8,5 et 11 selon Yan et al. (2013) et $\text{pH} = 9,5$ selon Hu et al. (2020) pour favoriser la formation du précipité. Cette technique se caractérise par la simple opération, le temps réduit pour réagir et de son efficacité à consommer de l'ammoniac dans le milieu. De plus, et selon la même étude, ces cristaux peuvent être utilisés comme un engrais chimique à libération lente pour l'agriculture. D'autre part, le temps de réaction était optimisé à 10 min ainsi que les coefficients stœchiométriques pour les espèces réactives étaient fixés à $\text{N} : \text{Mg} : \text{P} = 1 : 1 : 1$ selon Yan et al. (2013) et $\text{N} : \text{Mg} : \text{P} = 1 : 1,5 : 1,5$ selon Hu et al. (2020). Quant aux inconvénients, cette précipitation est réversible et donc le précipité formé n'est probablement pas stable puisque que la réaction peut se dérouler dans l'autre sens, qui favorise la dégradation du composé.

1.3.4.2 La précipitation du carbonate d'ammonium

Une autre méthode qui permet de séquestrer le NH_3 et de le récupérer comme une poudre blanche à base de carbonate. Burke (2010) dans son brevet a expliqué la méthode de la captation de l'ammoniac et comment le séparer d'un effluent gazeux provenant d'une unité de fermentation anaérobie pour la production de biogaz à hauts degrés énergétique. Le procédé proposé consiste en premier lieu à retirer la matière en suspension du digesteur et extraire le NH_3 et puis récupérer le biogaz à haute teneur en BTU. Ensuite, mélanger l'ammoniac épuré avec le biogaz produit afin d'éliminer le dioxyde de carbone et précipiter soit le bicarbonate soit le carbonate d'ammonium sous forme de solide tout en produisant de biogaz de qualité supérieure. Une partie de ce gaz est utilisée pour extraire l'ammoniac et le dioxyde de carbone de la boue. La séparation de NH_3 est réalisée avec un gaz absorbant recyclé et pauvre en CO_2 et en NH_3 . Le procédé qui est capable de les éliminer de la solution grâce aux pressions partielles réduites de ces deux gaz dans l'unité de séparation. Ce procédé sert finalement à éliminer l'azote ammoniacal de l'effluent d'un digesteur anaérobie, en produisant un biogaz et génère un produit solide formé d'un composé bicarbonate/carbonate d'ammonium. (Burke, 2010). Le schéma global du procédé est présenté à l'Annexe I. Les principales réactions de précipitation de bicarbonate/carbonate d'ammonium sont présentées dans les équations (1.2) et (1.3) dans lesquelles les précipités sont représentés par la flèche tournante en bleue.



La réaction (1.2) produit le bicarbonate d'ammonium et la réaction (1.3) génère le carbonate d'ammonium. Les deux composés coexistent et peuvent se former dans le milieu réactionnel. Ils sont tous les deux des poudres blanches et ils se ressemblent beaucoup dans l'aspect, l'odeur et même le domaine d'application (additif alimentaire). Selon Qin, Wang, Kim, Svendsen, et

Chen (2011) ce procédé est aussi utilisé pour la séquestration du CO₂ en faisant barboter ce dernier dans une solution d'ammoniaque liquide.

Généralement, les procédés de séquestration comme les épurateurs d'amines et les séparateurs membranaires fonctionnent à haute pression et qui coutent cher et consomment plus d'énergie et donc l'objectif de cette invention a été principalement de réduire le coût d'opération pour éliminer le NH₃ en travaillant à faible pression (0,25-0,75 bar), à faible température (< 36 C) et en produisant du biogaz comme produit de valorisation. (Burke, 2010)

Finalement le domaine d'application de cette technologie est très restreint au traitement des produits provenant des digesteurs anaérobiques.

1.3.5 Les épurateurs humides : formation des sels d'ammonium

Selon Ashtari, Majd, Riskowski, Mukhtar, et Zhao (2016) l'épuration humide consiste à mettre en contact un flux gazeux contenant des contaminants avec une solution de lavage. Ce procédé est basé sur le phénomène d'absorption, car il y'a un transfert de matière entre la phase gazeuse et la solution absorbante. Il existe aussi des épurateurs secs qui fonctionnent de la même manière que les épurateurs humides, mais ils diffèrent par le fait qu'ils n'utilisent pas des solutions, mais des flux de gaz hautement chauffé et l'opération se fait par voie sèche à 100 %. Il existe plusieurs types d'épurateurs qui se distinguent par leurs configurations soit verticale (contre-courant) ou horizontale (courant croisé). De plus, et dépendant des paramètres de designs désirés par le client, cette technologie peut être monoétagée ou bien à multiétages. De nos jours, les épurateurs les plus récents sont équipés d'un lit métallique contenant des pièces de multiples formes qui peuvent être remplies des particules à savoir des catalyseurs, des agents absorbeurs comme des graines activées de carbone ou des zéolites ou d'autres substances qui dépendent de l'application désirée. Ces lits permettent en pratique d'améliorer le contact entre les deux phases et donc un meilleur transfert de masse ce qui augmente l'efficacité du processus (EPA, 2005). Le Tableau 1.2 compare les différentes technologies existantes d'épurateurs au niveau de la configuration, l'efficacité, l'existence ou l'absence du lit de garnissage et aussi selon leurs sensibilités aux particules solide et la différence de pression.

Tableau 1.2 Différentes technologies d'épurateurs

Épurateur vertical (MONROE, 2020)	- Contre-courant - Plus efficace - Sensible aux particules solides
Épurateur horizontal (MONROE, 2020)	- Courant croisé - Moins efficace - Plus résistant aux particules solides
Épurateur avec lit (Lara Jane Sebuc Hadlocon, Manuzon, & Zhao, 2014), (EPA, 2005)	- Colmatage du lit (nettoyage requis) - Taille plus petite - Différence de pression variable
Épurateur sans lit (EPA, 2005)	- Pas de colmatage - Taille plus grande - Différence de pression constante

La nature de la solution utilisée dépend du type de contaminant. En effet, cette solution doit dissoudre le composé à séparer. Par exemple dans le cas de traitement de NH_3 , la solution de lavage doit être acide pour dissoudre l'ammoniac. En outre, et selon Ashtari et al. (2016), le traitement de l'ammoniac par lavage acide est très efficace (84.3 %) pour un $\text{pH} = 2$ afin de favoriser la formation des ions ammonium NH_4^+ . De plus, utiliser une solution de lavage très acide $\text{pH} < 2$ permet de garder sans doute un rendement de captation le plus élevé (95 %). Ça peut causer des problèmes de corrosion des équipements et rendre la maintenance très difficile et coûteuse sans oublier les risques sur la santé et sur la sécurité. (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014). L'installation adoptée pour faire cette étude est représentée dans la Figure 1.6.

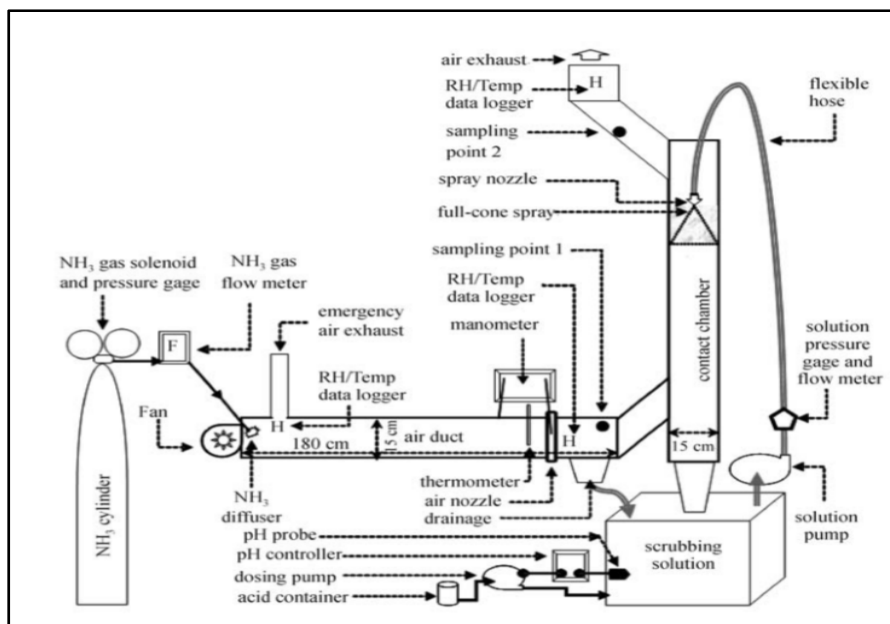
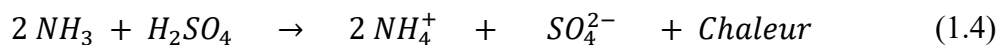


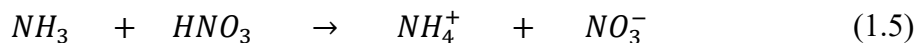
Figure 1.6 Schéma global de l'installation utilisé pour la captation de l'ammoniac
Tirée de Ashtari et al (2016, p. 3)

Durant la manipulation, un mélange air/ NH_3 de concentration de 20 ppm est injecté dans une colonne verticale dans laquelle le flux de gaz circule en contre courant par rapport à la solution d'acide sulfurique. La réaction théorique de procédé étudié est représentée comme suit :



Cette réaction se déroule à température ambiante. Elle est cependant exothermique et la température peut atteindre 60°C . Le produit de la réaction est un sel d'ammonium (sulfate d'ammonium : $[\text{NH}_4]_2\text{SO}_4$). Ce composé est stable et utilisé comme engrais chimique pour fertiliser le sol en agriculture et entre aussi dans la composition de certains détergents.

Un autre produit de lavage acide de l'ammoniac est le nitrate d'ammonium connu sous le nom commercial « ammonitrate » (NH_4NO_3). Le procédé de piégeage est similaire à celui du sulfate d'ammonium sauf l'utilisation de l'acide nitrique au lieu de l'acide sulfurique. La réaction chimique théorique peut être représentée comme suit :



Ce composé est utilisé comme un engrais chimique et entre dans la composition de certains explosifs comme le TNT.

La différence entre les deux acides se présente dans le fait que le H_2SO_4 est un diacide c'est-à-dire il génère deux protons H^+ à la fois et capables de neutraliser deux molécules de NH_3 en même temps tandis que le HNO_3 est un monoacide dans ce cas les proportions sont 1 : 1 pour les deux réactifs. Une étude détaillée de ce procédé est présentée dans la section 1.4. La Figure 1.7 montre une installation réelle d'un épurateur vertical à contre-courant (Verantis, 2020).



Figure 1.7 Installation réelle d'un
épurateur à contre courant
Tirée de (Verantis 2020)

1.3.6 La photo catalyse

Le dioxyde de titane (TiO_2) qui est un photo-catalyseur utilisable pour la dégradation des gaz toxiques, a suscité une attention en raison de son faible coût (abondant dans la nature), de son

excellente stabilité chimique et thermique et de son aspect écologique (n'a pas un impact dangereux). Dans ce cadre Y.-N. Li et al. (2018) ont proposé une nouvelle structure formée de nanoparticules de TiO_2 encapsulées dans un réseau carboné poreux dopé à l'azote (N-C- TiO_2). Ils les ont utilisés comme photo-catalyseur pour la dégradation de l'ammoniac toxique. Durant le processus de photo-dégradation, les molécules de NH_3 s'adsorbent par les couches de carbone poreux dopé à l'azote, provoquant la précipitation des molécules de gaz sur l'interface du matériau hybride. Ultérieurement, le TiO_2 ultrafin s'excite par la lumière UV pour générer des paires d'électrons, ces derniers se déplacent vers l'interface et s'accumulent dans la structure du carbone poreux dopé à l'azote. Ces électrons contribuent à la décomposition de l'ammoniac en N_2 et H_2 . Selon Y.-N. Li et al. (2018), la dégradation photo-catalytique de gaz toxique a été réalisée dans une chambre hermétique (B) d'un instrument de test sensible au gaz (A) comme présenté dans la figure ci-dessous. Une illustration schématique de polluants en phase gazeuse dans la structure (N-C- TiO_2) est présentée en (C) dans la Figure 1.8.

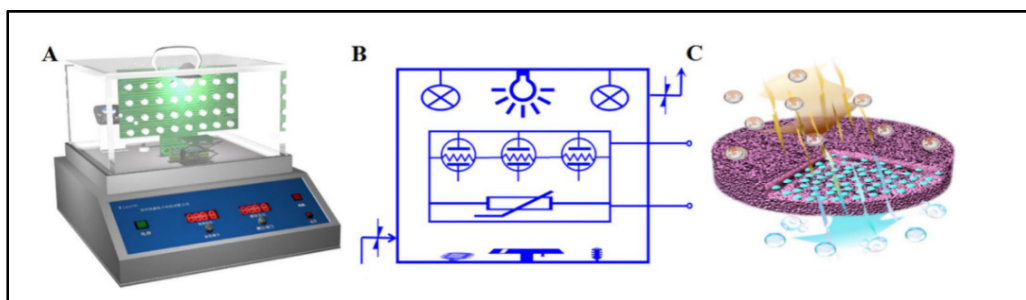


Figure 1.8 Instrumentations de la photo-dégradation (A), Chambre hermétique (B), Schéma de principe de la photo-dégradation (C)
Tirée de Y.-N. Li et al (2018, p. 387)

Cette méthode s'est avérée avantageusement peu coûteuse et pratique grâce à la nouvelle structure (N-C- TiO_2) qui présente une excellente résistance photo-catalytique ce qui favorise une dégradation ammoniacale avec une efficacité de 100 % après seulement 5 minutes d'irradiation par la lumière. Cependant, cette technologie reste en phase expérimentale dans les laboratoires. De plus, elle est à priori applicable plutôt pour de faibles concentrations d'ammoniac que pour des débits de type industriel.

1.3.7 Décomposition thermique

La décomposition thermique est l'une des méthodes qui permettent de se débarrasser de l'ammoniac gazeux. En effet, selon Dirtu, Odochian, Pui, et Humelnicu (2006), cette réaction se fait spécifiquement dans un réacteur en quartz et à température très élevée ($T = 800^{\circ}\text{C}$) et sous des conditions dynamiques c'est-à-dire en équilibre chimique avec un débit volumique d'ammoniac de $580\text{ cm}^3/\text{min}$. Il s'est avéré que la décomposition thermique de NH_3 se déroule pratiquement en deux étapes : la formation de l'hydrazine N_2H_4 à partir de l'ammoniac gazeux puis la décomposition de cet intermédiaire en H_2 et N_2 . Afin d'identifier l'hydrazine, le gaz sortant du réacteur est introduit dans un tube en U puis refroidit jusqu'à 1°C pour l'analyse par FTIR, spectroscopie UV-visible et par CPG. Le schéma global de l'installation utilisée pour cette étude est représenté dans la Figure 1.9.

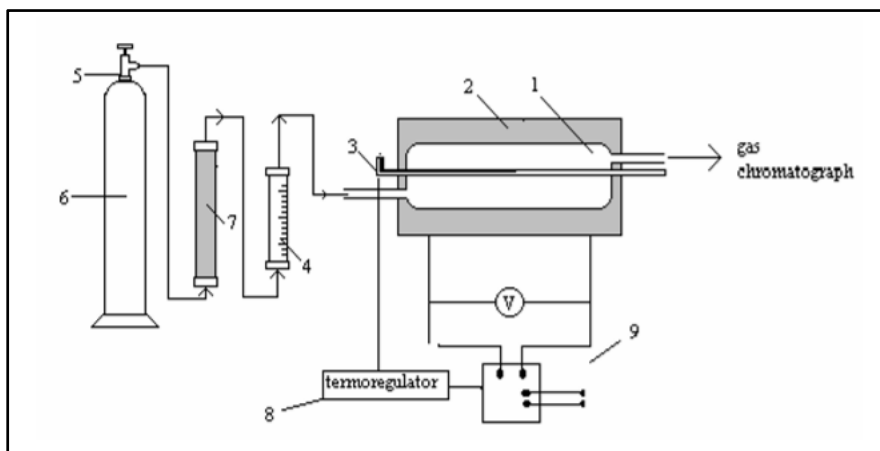


Figure 1.9 Schéma global de l'installation expérimentale
Tirée de Dirtu et al (2006, p. 668)

Cette technique permet de dégrader l'ammoniac en le décomposant en produits non toxiques, mais le procédé est à priori énergivore vu qu'il est basé sur le traitement thermique à haute température. De plus, la génération de l'hydrazine comme un produit intermédiaire durant la dégradation constitue un danger supplémentaire, car il est encore plus inflammable et

ressemble à l'ammoniac. Cependant, il a plusieurs domaines d'applications tels que la synthèse organique des réactifs azoté dans l'industrie chimique et utilisée aussi comme un agent gonflant pour la synthèse de mousse et des polymères à savoir le PVC et les caoutchoucs, etc. Cette méthode reste beaucoup moins consistante puisque les travaux de recherches effectués sur cette technique ne sont pas assez développés.

1.4 Étude détaillée du procédé de lavage humide par pulvérisation acide

1.4.1 Principe

Selon L. J. Hadlocon, Manuzon, et Zhao (2015) le principe de lavage par épurateur humide par pulvérisation acide est basé sur le phénomène d'absorption. En effet, les molécules de gaz se dissolvent dans la solution de lavage d'où un transfert de matière se déroule entre la phase gazeuse et la phase liquide dans laquelle NH_3 passe à sa forme ionique pour former l'ion ammonium NH_4^+ . Comme le montre la Figure 1.10, le flux de gaz sortant des ventilateurs passe dans les conduites et entre en bas de l'épurateur. À ce moment-là, l'acide est pulvérisé en haut pour rencontrer l'ammoniac en contre-courant au niveau du lit. Ce lit permet d'améliorer le transfert de matière et donc une bonne absorption de NH_3 dans la solution de lavage ce qui améliore l'efficacité de l'épurateur. Le produit de la réaction est le sulfate d'ammonium qui est récupéré en bas de la colonne puis pompé dans un réservoir où son pH doit être contrôlé et puis re-circulé. Le gaz sortant du lit traverse un tamis de porosité nanométrique afin d'empêcher les gouttelettes d'acide non réagit de s'entraîner avec le flux de gaz et aussi pour protéger la surface interne de l'épurateur contre l'humidité externe. Le gaz épuré sort de la colonne de lavage avec une concentration faible en NH_3 . (L. J. Hadlocon et al., 2015)

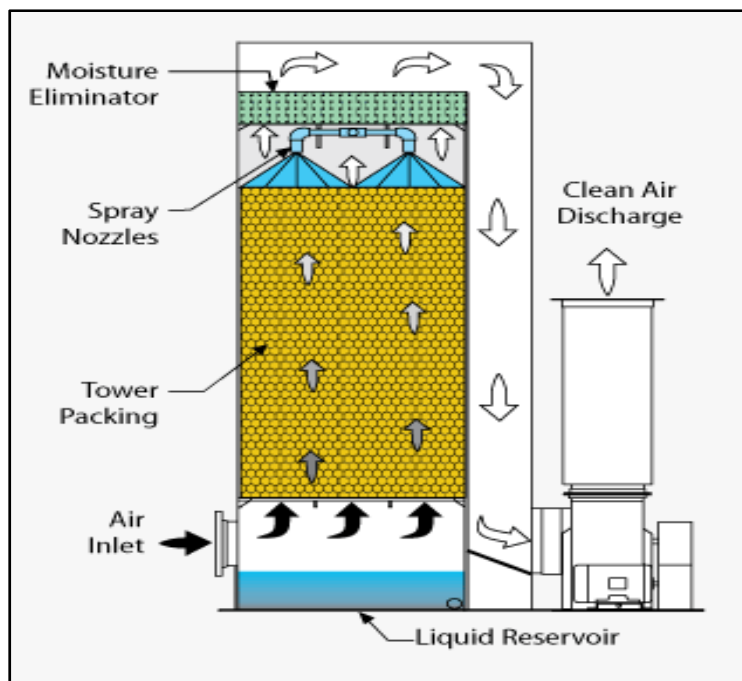


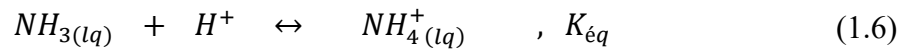
Figure 1.10 Schéma de principe de fonctionnement d'un épurateur humide vertical avec lit
Tirée de (MONROE 2020)

L'installation est généralement fabriquée en polypropylène, en PVC ou en acier inoxydable pour éviter la corrosion des parois internes vu que pour des pH ($\text{pH} < 2$), la solution devient agressive, il en résulte la corrosion du métal. (Lara Jane Sebuc Hadlocon, 2014)

Un schéma de cette technologie est disponible dans l'Annexe II (Tri-mer Corp, 2013, p.2). Il correspond à un schéma éclaté et détaillé qui présente tous les équipements d'un épurateur vertical.

1.4.2 Étude thermochimique

Durant le processus de lavage, l'ammoniac gazeux passe à sa forme ionique NH_4^+ en captant un proton H^+ du milieu réactionnel et qui provient de la dissociation de l'acide. L'équation de dissolution de NH_3 peut être représentée comme suit :



Avec,

$K_{\text{éq}}$: La constante de formation ou aussi la constante d'équilibre

$$K_{\text{éq}} = \frac{[NH_4^+_{(lq)}]}{[NH_{3(lq)}][H^+]} \quad (1.7)$$

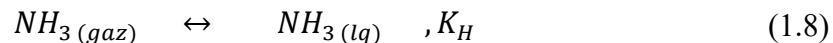
Avec,

$[NH_4^+_{(lq)}]$: Concentration de l'ammoniaque dissoute

$[NH_{3(lq)}]$: Concentration de l'ammoniac gazeux dans la phase liquide

$[H^+]$: Concentration de l'acide

Dans la solution d'acide, l'ammoniac se trouve en équilibre physico-chimique c'est-à-dire entre ses deux phases : gaz et liquide, cet équilibre suit la loi d'Henry et peut être présenté comme suit :



Avec,

K_H : Constante d'Henry, mol/l/atm

Or la loi d'Henry dit « À température donnée et à saturation, la quantité de gaz dissouts dans un liquide est proportionnelle à la pression partielle qu'exerce ce gaz sur ce liquide », ce qui permet d'écrire la loi comme suit :

$$[NH_3] = K_H \times P_{NH_3} \quad (1.9)$$

Avec,

P_{NH_3} : Pression partielle de l'ammoniac dans le liquide, Pa

$[NH_3]$: Somme des concentrations de toutes les espèces provenant de NH_3 $\{[NH_{3(lq)}] + [NH_4^+_{(lq)}]\}$

Or selon la loi des gaz parfaits : $PV = nRT$ et donc $P_{NH_3} = \frac{n}{V} \times RT$ ou encore

$$P_{NH_3} = [NH_3(gaz)] \times RT$$

Donc,

$$\{[NH_3(lq)] + [NH_4^+(lq)]\} = P_{NH_3} \times K_H = [NH_3(gaz)] \times RT \times K_H \quad (1.10)$$

Avec,

$[NH_3(gaz)]$: Concentration molaire d'ammoniac provenant du flux gazeux, mol/m³

R : Constante des gaz, J/mol/K

T : Température, K

Le Tableau 1.3 résume les valeurs des constantes d'Henry pour quelques gaz dans le cas de dissolution aqueuse et à T = 298,15 K (25 C). (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014)

Tableau 1.3 Valeur du K_H pour quelques gaz dissouts

Gaz	K_H (mol/l/atm)	
NH ₃	53,3– 62 (Eau)	$\approx 10^9$ (Acide)
CO ₂	$3,47 \times 10^{-2}$ (Eau)	
CO	$9,5 \times 10^{-4}$ (Eau)	
CH ₄	$1,5 \times 10^{-3}$ (Eau)	
H ₂ S	0,1(Eau)	

Le Tableau 1.3 montre que la constante d'Henry de NH₃ ($K_H[NH_3]$) dans l'eau est beaucoup plus élevée par rapport à celle d'autres gaz. Aussi, dans les solutions acides et plus spécifiquement à pH < 2, la concentration de H⁺ est élevée dans le milieu ce qui favorise la réaction de formation de NH₄⁺ et permet d'avoir une meilleure protonation de NH_{3 gazeux} dans la solution de lavage avec une valeur de K_H très élevé (> 10⁹ mol/l/atm). Ce qui fait que le NH₃ est fortement dissout dans la solution acide et la réaction est quasi irréversible et la ré-

évaporation de ce dernier est pratiquement négligeable (Swartz et al., 1999). Le Tableau 1.4 résume les limites de dissolution de plusieurs composés chimiques selon leurs K_H .

Tableau 1.4 Intervalles limites de dissolution des gaz dans les liquides

Valeurs mol/l/atm	Remarques
$K_H < 10^3$	Assez insoluble
$10^3 < K_H < 10^5$	Modérément soluble, distribution entre la phase gazeuse et la phase aqueuse
$K_H > 10^5$	Très soluble principalement dans la phase aqueuse

De plus, selon Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), K_{eq} de l'équation (1.6) égale à $K_{eq} = 1,78 \times 10^9$ à 25°C et elle correspond à l'inverse de la dissociation acide de NH_4^+ dont le $pka = 9,25$. Cette K_{eq} est extrêmement élevée ce qui favorise la réaction dans le sens de formation de NH_4^+ .

Réellement, le flux de gaz sortant du poulailler est un mélange de gaz qui peut contenir le CO, CO₂, NH₃, NO_x, SO₂, H₂S, CH₄, N₂O etc.... mais d'après ce qu'est précédemment expliqué il est possible de dire que le procédé de lavage humide par pulvérisation acide est très sélectif par rapport au NH₃ et la réaction est supposée totale.

1.4.3 Transfert de masse

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon (2014) et dans le cas des épurateurs à contre-courant, le transfert de masse est géré par des bilans massiques entre les phases en contact. Comme montré dans la Figure 1.11, dans une colonne d'absorption de NH₃, si les débits L et G sont constants, le bilan de masse dans une portion dz de la colonne peut être représenté comme suit :

$$y_A G + x_A L = (y_A - dy_A)G + (x_A + dx_A)L \quad (1.11)$$

$$G dy_A = L dx_A \quad (1.12)$$

Avec,

G : Débit molaire de flux gazeux, mol/s

L : Débit molaire du liquide, mol/s

x_A : Fraction molaire de NH_3 dans la phase liquide, mol/mol

y_A : Fraction molaire de NH_3 dans la phase gaz, mol/mol

Sinon, si les débits L et G changent le long de la colonne l'équation (1.12) sera comme suit :

$$d(Gy_A) = d(Lx_A) \quad (1.13)$$

L'intégration sur la hauteur de la colonne donne :

$$Gy_A + G_1y_{A1} = Lx_A - L_1x_{A1} \quad (1.14)$$

Avec,

G_1 : Débit molaire de flux gazeux en haut de la colonne, mol/s

L_1 : Débit molaire du liquide en haut de la colonne, mol/s

x_{A1} : Fraction molaire de NH_3 dans la phase liquide en haut de colonne, mol/mol

y_{A1} : Fraction molaire de NH_3 dans la phase gaz en haut de colonne, mol/mol

Or, les flux inertes de gaz et liquide qui sont pauvres en soluté (NH_3) sont désignés et calculés comme suit :

$$G_s = (1 - y_A)G = (1 - y_{A1})G_1 \quad (1.15)$$

$$L_s = (1 - x_A)L = (1 - x_{A1})L_1 \quad (1.16)$$

Avec,

G_s : Débit molaire de flux de gaz inerte, mol/s

L_s : Débit molaire du liquide inerte, mol/s

L'équation (1,11) s'écrit en terme G_s et L_s :

$$\left(\frac{y_A}{1-y_A}\right)G_s + \left(\frac{x_{A1}}{1-x_{A1}}\right)L_s = \left(\frac{x_A}{1-x_A}\right)L_s + \left(\frac{y_{A1}}{1-y_{A1}}\right)G_s \quad (1.17)$$

Cette réaction décrit l'opération générale de l'épurateur, cependant pour les solutions diluées : $1 - y_A \approx 1$, $1 - y_{A1} \approx 1$, $1 - x_A \approx 1$, $1 - x_{A1} \approx 1$, $G \approx G_s$ et $L \approx L_s$; l'équation (1.17) sera simplifiée comme suit :

$$Gy_A + Lx_{A1} = Lx_A + Gy_{A1} \quad (1.18)$$

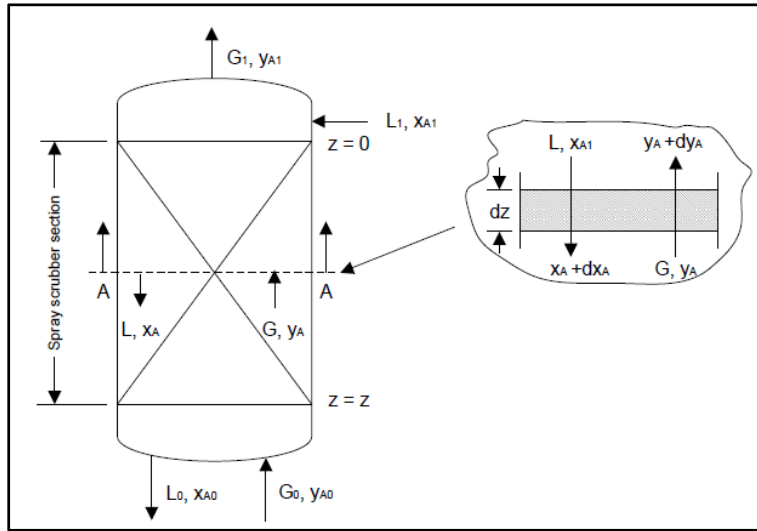


Figure 1.11 Schéma d'une colonne montrant les bilans massiques lors de l'opération de lavage
Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon (2014, p. 155)

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon (2014), le coefficient de transfert de masse est défini pour des solutions diluées, noté C_{im} qui est exprimé comme montre l'équation suivante :

$$C_{tm} = \frac{\bar{G}}{z} \frac{\ln \left[\left(\frac{y_{A0}}{y_{A1}} \right) \left(1 - \frac{1}{A_f} \right) + \frac{1}{A_f} \right]}{\left(1 - \frac{1}{A_f} \right)} \quad (1.19)$$

Avec,

C_{tm} : Coefficient de transfert de masse, mol/s m³ Δy

$\bar{G}$: Débit molaire de flux gazeux par unité de surface, mol/m² s

z : Hauteur de la zone de garnissage de l'épurateur, m

y_{A0} : Fraction molaire de NH₃ dans la phase gaz en bas de colonne, mol/mol

A_f : Facteur d'absorption, adimensionnel

Admettant que la réaction (1.6) est totale cela veut dire que l'absorption de NH₃ dans la solution acide est favorisée dans le sens de la formation de NH₄⁺, donc le facteur d'absorption A_f tend vers l'infini ce qui simplifie l'expression de C_{tm} comme suit :

$$C_{tm} = \frac{\bar{G}}{z} \ln \left[\left(\frac{y_{A0}}{y_{A1}} \right) \right] \quad (1.20)$$

1.4.4 Les paramètres de design

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014) et afin d'augmenter l'efficacité d'absorption de NH₃ dans la solution de lavage, l'optimisation des paramètres de design de l'épurateur est requise. Ces paramètres englobent le type, la forme et la position du ou des pulvérisateur(s), la pression d'opération ainsi que le diamètre et la géométrie de la colonne.

1.4.4.1 Le pulvérisateur

Le choix du pulvérisateur est important pour l'optimisation des performances de l'unité de lavage. En effet, il est basé sur la taille et la concentration des gouttelettes, leurs dispersions

dans le milieu, leurs vitesses initiales, l'angle de pulvérisation ainsi que la forme de l'atomiseur. En effet, la taille des gouttelettes influence la surface de contact nécessaire pour le processus d'absorption chimique et donc plus la taille est petite plus elles sont dispersées partout dans l'espace et elles se déplacent facilement à l'intérieur de la colonne ce qui augmente la chance de rencontrer les molécules d'ammoniac, (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014).

L'angle de pulvérisation et la forme de l'atomiseur contrôlent aussi la bonne dispersion des gouttelettes ainsi qu'ils contribuent à l'augmentation de surface de contact entre les molécules de NH_3 et le solvant liquide. Par conséquent, et selon la même étude, le type de pulvérisateur optimisé avait la forme conique avec un angle d'ouverture de 112° et donnant des gouttelettes de taille $D_{32} = 113 \mu\text{m}$.

1.4.4.2 Pression d'opération

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), la pression d'opération a un effet important sur l'efficacité du procédé, plus elle est proche de la valeur optimale (0,62 MPa) plus le rendement de l'unité est élevé comme le montre la Figure 1.12. Le rendement le plus élevé est obtenu par le pulvérisateur PJ40 à une pression de 0,62 MPa, (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014).

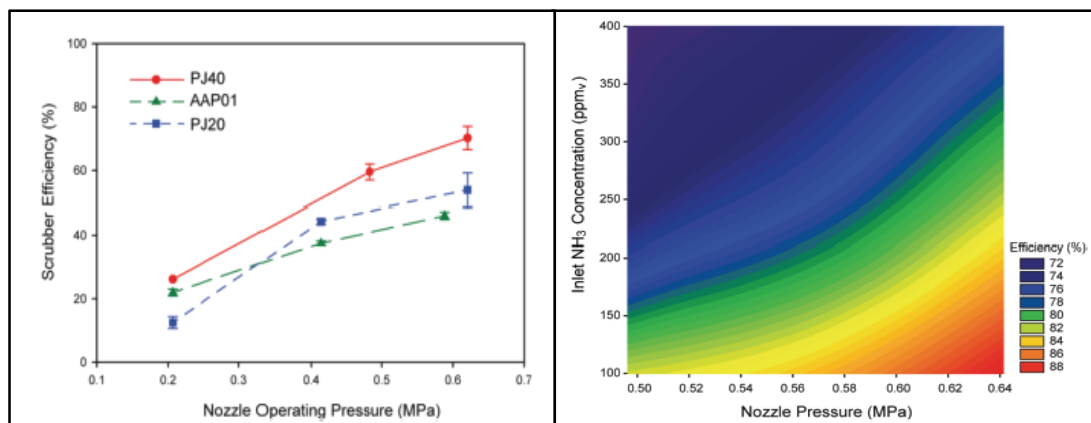


Figure 1.12 Variation du rendement de l'épurateur en fonction de la pression de pulvérisation
Tirée de Lara Jane Sebu Hadlocon et al (2014, p. 653-657)

En effet, lorsque les gouttelettes pulvérisées sortent à une pression modérément élevée, le flux gazeux est ralenti, par conséquent, les molécules de gaz seront retardées par la pression opposée et donc un temps de rétention plus important ce qui favorise la réaction chimique entre l'ammoniac et le solvant acide (Z. Li et al., 2019).

1.4.4.3 Diamètre et géométrie de la colonne de lavage

Selon Lara Jane Sebu Hadlocon et al. (2014), pour une pression de 0,62 MPa et une vitesse d'air constante et égale à 5 m.s^{-1} , une réduction à moitié du diamètre de la colonne fait doubler la performance du procédé. Cette augmentation ne peut être expliquée que par le fait que la concentration des gouttelettes par unité de surface a été augmentée ce qui favorise l'absorption de l'ammoniac. De plus, un diamètre non convenable réduit l'efficacité d'une manière significative. Par exemple, un diamètre très large par rapport à l'optimale engendre la dispersion de l'acide dans un volume très grand ce qui rend le contact entre les réactifs moins probables et la concentration de gouttelettes par unité de volume est beaucoup plus petit. Pour une concentration de 30 ppm le diamètre optimal correspond à la valeur 45.7 cm.

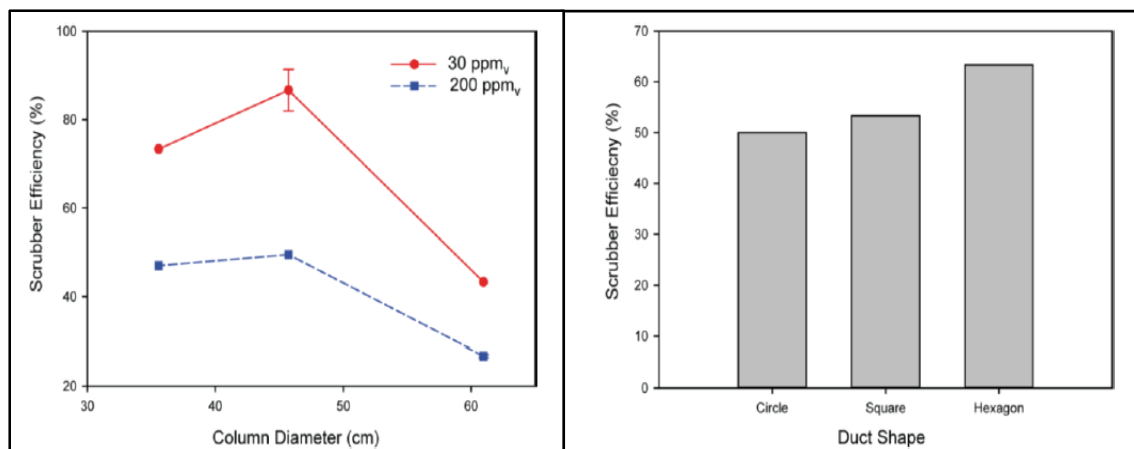


Figure 1.13 Effet de variation du diamètre et l'influence de la géométrie de la colonne
Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 654)

La Figure 1.13 montre l'étude de 3 géométries : circulaire, carré et hexagonale. L'étude a montré que le rendement le plus élevé est obtenu en utilisant la forme hexagonale et cela peut être expliqué par l'augmentation de la turbulence dans cette forme. Cette turbulence contribue à l'amélioration de la surface de contact entre les réactifs ce qui facilite l'absorption. Il s'est avéré aussi que les géométries les plus complexes tendent à avoir des entropies plus élevées que dans les conduites circulaires ordinaires.

1.4.5 Conditions opératoires

Dans le but de perfectionner le mode de fonctionnement de procédé de lavage et avoir une efficacité plus élevée, il est primordial d'optimiser les conditions d'opération telles que la concentration de l'acide et le pH de la solution de lavage, le temps de rétention, la vitesse de l'air, la concentration de l'ammoniac à l'entrée et à la sortie de la colonne, la température et finalement le nombre d'étages.

1.4.5.1 La concentration d'acide et le pH de la solution

Comme il est expliqué dans l'étude thermochimique, et selon la loi d'Henry, plus la solution est acide plus la dissolution de NH_3 gazeux dans la solution de lavage est meilleure. Plus l'acide est concentré plus le pH est faible plus l'efficacité est meilleure (Z. Li et al., 2019).

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), et pour le cas de l'acide sulfurique H_2SO_4 et à $\text{pH} > 4$, la solubilité de NH_3 commence à être limitée selon la loi d'Henry ce qui cause une ré-évaporation de ce gaz. La présence des ions H^+ favorise la conversion de NH_3 gazeux en ion NH_4^+ selon l'équation précédente (1.6) (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014).

À une concentration de 30 ppm, et à $\text{pH} = 1,46$, le procédé est capable de retenir jusqu'à 68 % (± 7 %) et à la même concentration pour un $\text{pH} = 1,35$ l'efficacité est de l'ordre de 65 % selon Z. Li et al. (2019). Il est très important de maintenir le pH de la solution inférieur à 2 afin d'assurer un taux de récupération le plus élevé possible comme le montre la Figure 1.14 (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014).

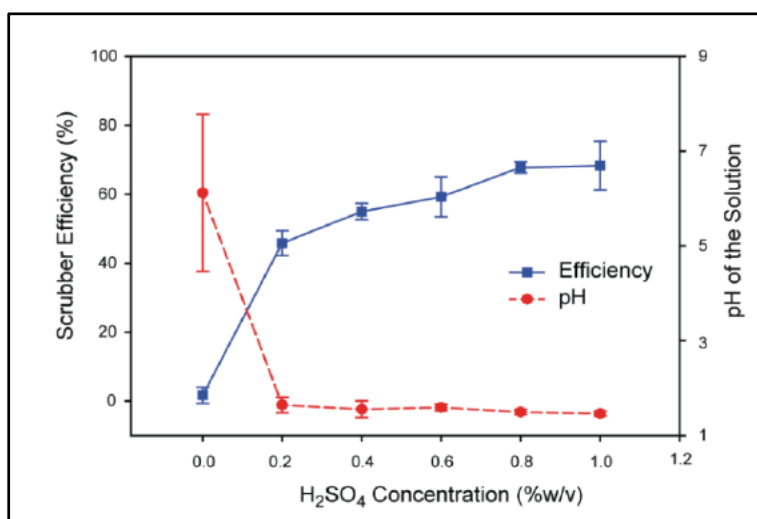


Figure 1.14 Effet de la variation de la concentration de l'acide et le pH du milieu sur l'efficacité du procédé
Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 655)

Pour de très faibles pH, il est recommandé de se protéger et d'éviter de toucher la solution d'acide et prendre toutes les mesures de sécurité pour se protéger lors de manipulation. De plus, la solution dégage de la chaleur en mettant en contact l'eau et l'acide pur dû à une réaction exothermique.

1.4.5.2 Vitesse d'air et temps de rétention

La vitesse d'air dans la colonne ou le débit d'air provenant de la ventilation des poulaillers influence la performance de l'unité de lavage. En effet, Plus le débit est élevé moins les molécules de NH_3 seront retenues, car le temps de contact est réduit et le flux gazeux passe plus vite vers l'extérieur.

En outre, le temps de rétention est un facteur clé dans les réactions chimiques généralement et dans les phénomènes de transfert de masse plus spécifiquement. En effet, plus la durée de contact est importante plus la solubilisation de NH_3 gazeux dans la solution d'acide est importante.

En se basant sur l'optimisation faite par Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), et pour des concentrations de NH_3 plus élevées (100 ppm-400 ppm), le temps de rétention optimisé est de 0,41 s qui correspond à la vitesse d'air la plus adéquate (4 m/s) présentant une efficacité globale de traitement de 86 % et 74 % pour des concentrations de 100 ppm et 400 ppm respectivement.

1.4.5.3 La concentration de NH_3 à l'entrée et la température de l'air

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), l'efficacité de la colonne passe de 90 % à 34 % lorsque la concentration de NH_3 varie de 10 à 400 ppm. Plus la concentration est faible plus le pourcentage de récupération est élevé. Cependant, ce paramètre varie d'une journée à une autre et d'une saison à une autre dépendant des conditions climatiques et les habitudes d'élevage. Il arrive un moment où la solution peut devenir saturée et la capacité d'absorption devient faible à cause d'une concentration élevée en ammoniac soit d'un débit croissant. Pour remédier à ce

problème, il est nécessaire, soit de bien contrôler le débit de gaz à l'entrée, soit d'utiliser une configuration multiétagée pour absorber le maximum de NH_3 pour les anciennes technologies comportant des modules de lavage. Il est nécessaire aussi qu'un changement de la solution de lavage soit effectué une fois elle contient 20 à 30 % (m/v) d'engrais $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (L. J. Hadlocon et al., 2015).

La Figure 1.15 représente l'effet de la concentration de NH_3 à l'entrée et l'influence de la température sur l'efficacité du procédé.

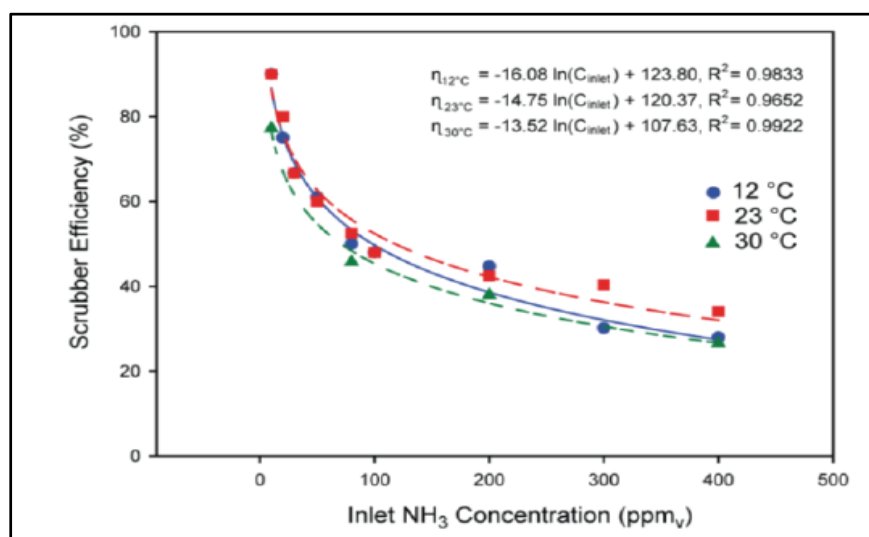


Figure 1.15 Influence de la concentration initiale de NH_3 et de la température de l'air sur la performance du procédé de lavage
Tirée de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al (2014, p. 656)

Concernant la température de flux gazeux à l'entrée, l'étude a montré que ce paramètre n'a aucune influence directe sur l'efficacité de l'unité (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014).

1.4.5.4 Nombre d'étages

Selon l'étude d'optimisation de Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), le rendement global du procédé peut varier significativement si le nombre d'étages installés change dans la colonne. En effet, en faisant varier ce paramètre de 1 à 3 étages le rendement augmente de 57,4 % à 89 %. Aussi et selon la même étude, pour de faibles concentrations en ammoniac un seul étage peut suffire, mais pour des concentrations plus importantes (> 100 ppm), une configuration multiétagée est nécessaire.

❖ Modèle de performance à un seul étage

Un modèle semi-théorique a été généralisé pour le calcul du rendement en se basant sur le phénomène de transfert de masse et sur des paramètres empiriques liés à la surface de contact créé par les gouttelettes pulvérisées par unité de volume de colonne (Lara Jane Sebuc Hadlocon, 2014; Jafari et al., 2018). Ce modèle est représenté dans l'équation suivante :

$$\eta = 1 - \frac{(1 - K_H \times \frac{\bar{G}}{L_D})}{\exp\left[\frac{6RTK_G Z_N}{\Delta u D_2^3 (\frac{L_D}{\bar{G}} - K_H)}\right] - K_H \times \frac{\bar{G}}{L_D}} \quad (1.21)$$

Avec,

η : Efficacité de lavage

K_H : Constante d'Henry

$\bar{G}$: Débit molaire de flux gazeux par unité de surface, mol air s⁻¹ m⁻²

L_D : Débit molaire du liquide dépourvu de NH₃ par unité de surface, moles eau/acide s⁻¹ m⁻².

R : Constante des gaz parfaits, 8,314 J mol⁻¹ K⁻¹

T : Température absolue de l'air, K

K_G : Coefficient individuel de transfert de masse de NH₃ dans l'air, moles NH₃ s⁻¹ m⁻² Pa⁻¹

Z_N : Hauteur de la zone de lavage de l'épurateur, m

Δu : la différence entre la vitesse de gouttelettes et la vitesse de l'air, m s⁻¹

D_2^3 ou D_{32} : Diamètre de Sauter des gouttelettes pulvérisées, m

Définition

D_2^3 ou D_{32} : Diamètre de Sauter est défini comme étant le diamètre moyen d'une particule ayant le même rapport volume/surface que le volume pulvérisé. C'est un paramètre utilisé pour caractériser les atomiseurs.

L'équation (1.21) a été optimisée par la suite et elle dépend du débit de pulvérisation, du diamètre de gouttelettes d'acide, de la concentration d'ammoniac à l'entrée et de la profondeur du lit de garnissage ainsi que du débit molaire de gaz (Lara Jane Sebuc Hadlocon, 2014). Elle est représentée par l'expression suivante :

$$\eta = 1 - \exp \left[\frac{-e^{20.22} Q_L^{0.76} D_{32}^{-3.58} C_{NH_3, in}^{-0.47} Z}{\bar{G}} \right] \quad (1.22)$$

Avec,

$C_{NH_3 in}$: Concentration d'ammoniac à l'entrée, ppm

D_{32} : Diamètre des gouttelettes d'acide pulvérisées, μm

$\bar{G}$: Débit molaire de gaz de ventilation par section, $mol NH_3 s^{-1} m^{-2}$

Q_L : Débit de pulvérisation, $ml.s^{-1}$

Z : La profondeur du lit de garnissage, m

Cette formule est valable et si seulement si les paramètres dont elle dépend sont dans les intervalles suivants (Lara Jane Sebuc Hadlocon, 2014):

$C_{NH_3 in}$: 10 à 400 ppm

D_{32} : 90 à 122 μm

Q_L : 15,33 à 75 $ml.s^{-1}$

$\bar{G}$: 81,75 à 216,63 $mol NH_3 s^{-1} m^{-2}$

Le rendement semi-théorique est inversement proportionnel à la taille des gouttelettes. En effet, plus les gouttelettes sont fines plus la pénétration est facile et plus le rendement est meilleur. Le rendement comme il est représenté dans l'équation ci-dessus dépend à la fois aux paramètres de design et aux paramètres opératoires.

❖ **Modèle de performance à multiétages**

Le rendement d'une configuration multiétagère peut être estimé en admettant qu'il y'a plusieurs configurations à un seul étage monté en série et en négligeant les interactions des gouttelettes entre les étages pour éviter la variation des performances de chaque étage. (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014) (Jafari et al., 2018).

L'efficacité pour n étages peut-être exprimée comme suit (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014) :

$$\eta_{total} = 1 - (1 - \eta_{1-étage})^n \quad (1.23)$$

Avec,

n : Nombre d'étages

η_{total} : Rendement total de n étages

$\eta_{1-étage}$: Rendement pour un étage

Il s'est avéré que la recherche scientifique avance dans le développement de nouvelles technologies pour le traitement de ce gaz. Plusieurs procédés chimiques ont été étudiés dans ce chapitre afin de proposer une méthode efficace, applicable et rentable pour un exemple d'élevage réel.

Les différentes méthodes explorées précédemment sont résumées dans le Tableau 1.5 :

Tableau 1.5 Résumé de la littérature

Technologies et Références	Principes	Avantages et inconvénients
Lits fluidisés (Artyukhov & Artyukhova, 2018)	Absorption et séchage	 95 % de réduction  Applications limitées + Installation complexe
Bio filtres (Hou et al., 2016) (Malhautier et al., 2003)	Activité biologique (Bioréacteur)	 Efficacité de 80 % à 100 %  Produits secondaires, lente
Contacteurs membranaires (Alex, 2015) (Licon et al., 2014)	Échange membranaire	 Efficacité de 78 % à 95 %  Capacité réduite + Technologie en développement
Procédés par précipitation (Yan et al., 2013) (Burke, 2010)	Précipitation de MAP	 Temps réduit + Engrais  Précipitation limitée (Réaction réversible)
	Précipitation de carbonate/bicarbonate d'ammonium	 Faible coût + Biogaz  Applications limitées et Opération complexe
Épurateurs humides (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014), (Ashtari et al., 2016)	Lavage humide par pulvérisation acide (Épurateur)	 Grande capacité + Temps réduit + Efficace + Engrais  Installation coûteuse + Lourde
Photo catalyse (Y.-N. Li et al., 2018)	Dégradation photo-catalytique	 Peu couteuse + efficace  Capacité réduite + En développement
Décomposition thermique (Dirtu et al., 2006)	Dégradation thermique	 Efficace  Composé intermédiaire + énergivore

Synthèse du chapitre

Le présent chapitre est une revue de littérature qui a étudié plusieurs points :

- Le cycle d'azote et les voies de formations des dérivés azotés.
- La gestion de l'ammoniac et les domaines d'applications industrielles ainsi que les risques sur la santé humaine, animale et ses impacts environnementaux.
- Les méthodes les plus connues pour traiter et valoriser l'ammoniac
- Et finalement, une étude théorique et détaillée du procédé de LHPA.

Le chapitre suivant traite l'estimation des émissions ammoniacales et les capacités de ventilation du cas étudié.

.

CHAPITRE 2

ESTIMATION DES ÉMISSIONS AMMONIACALES DANS LES POULAILLERS, ÉTUDE DE CAS

Ce chapitre présente les estimations des émissions ammoniacales et détermine la demande en ventilation du poulailler étudié.

2.1 Méthode de l'EPA

L'agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA) a développé une base de données pour estimer les émissions annuelles d'ammoniac dans les milieux d'élevage.

Selon l'EPA (2004), les émissions ammoniacales sont évaluées pour chaque pays et pour chaque type d'animaux (Bovins, porcins, volailles, moutons, chèvres et chevaux). En effet, l'EPA a mis en œuvre une méthodologie d'estimation en fonction de plusieurs paramètres pour quantifier d'une manière réaliste l'ammoniac émis. Cette méthodologie est un peu complexe vu qu'elle prend en considération plusieurs paramètres dans la quantification de l'ammoniac annuellement émis. Ces paramètres sont liés au type d'élevage, par exemple pour l'élevage de poulets (poules pondeuses dans les cages, poules pondeuses sur litière, poules de viande), aux lieux d'émission (poulaillers, lagunes, épandage ou stockage) et aussi à l'estimation de la population pour chaque groupe et sous-groupes d'animaux dans chaque province pour calculer la population totale à un moment donné. (EPA, 2004)

Dans ce projet, et pour simplifier le calcul, l'étude est limitée au cas de poulaillers. Ensuite, la valeur de la population annuelle moyenne de poulets est donnée, au lieu de passer par la procédure d'estimation développée par l'EPA. Par conséquent, la méthodologie adoptée est la suivante:

2.1.1 Étape 1 : Distribution des paramètres d'estimation selon le groupe d'animaux

L'estimation de la quantité d'ammoniac annuelle émise dépend de plusieurs paramètres dits paramètres techniques de management de fumier (en Anglais *MMT : Manure Management Technics*) qui englobent le type d'élevage (productions d'œufs ou production de viande) ainsi que les lieux d'émission de l'ammoniac. Le Tableau 2.1 présente quelques MMT pour le cas de poulets.

Tableau 2.1 Paramètres MMT pour le cas de poulets

Type d'animaux	Type d'élevage	Lieux d'émission
Poulets	Poules pondeuses aux cages	Poulaillers et épandage
	Poules pondeuses sur des litières	Poulaillers, épandage et lagune
	Poules de viande	Poulaillers, épandage et stockage de fumier

2.1.2 Étape 2 : Développement du facteur d'émission dans les poulaillers

Pour le cas des élevages de poulets, trois facteurs d'émission ont été développés par l'EPA (2004) selon le type d'élevage : poules pondeuses aux cages, poules pondeuses sur des litières et poules de viande (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 Facteurs d'émission d'ammoniac par type d'élevage
Tiré de EPA (2004, p. 12)

Type d'élevage	FE (<i>lb</i> NH ₃ /tête/an)	FE (g NH ₃ /tête/an)
Poules pondeuses aux cages	0,89	403,7
Poules pondeuses sur des litières	0,25	113,4
Poules de viande	0,22	99.8 ≈ 100

2.1.3 Étape 3 : Calcul de l'ammoniac émis dans les poulaillers

Le calcul d'estimation de l'ammoniac émis dans les poulaillers est présenté comme suit :

$$NH_3_{\text{poulailler,sous-groupe}} = Pop_{\text{poulailler,sous-groupe}} \times FE_{\text{poulaillers,sous-groupe}} \quad (2.1)$$

Avec,

$NH_3_{\text{poulailler,sous-groupe}}$: Ammoniac émis par chaque sous-groupe, kg NH_3 /an

$Pop_{\text{poulailler,sous-groupe}}$: Population de chaque sous-groupe dans les poulaillers, têtes

$FE_{\text{poulailler,sous-groupe}}$: Facteur d'émission, kg NH_3 /tête/an

La quantité totale d'ammoniac émis est la somme des quantités émises par les différents sous-groupes :

$$NH_3_{\text{poulailler}} = \sum NH_3_{\text{poulailler,sous-groupes}} \quad (2.2)$$

Avec,

$NH_3_{\text{poulailler}}$: La quantité totale d'ammoniac émit, kg NH_3 /an

2.2 Autre méthode pertinente de littérature

Une deuxième méthode est développée par Gates, Casey, Wheeler, Xin, et Pescatore (2008), qui proposent une voie d'estimation différente à celle de l'EPA. Celle-ci est une fonction linéaire qui dépend directement de l'âge des poules et indirectement de l'état de la litière. Cette fonction peut être représentée comme suit :

$$TE = 0,031 \times x \quad (2.3)$$

Avec,

TE : Taux d'émission, g NH_3 /tête/jour

Et,

$$x = \begin{cases} \hat{\text{Age}} (\text{jours}) & \text{Si la litière est usagée} \\ 0 & \text{Si la litière est neuve et l'âge} < 7 \text{ jours} \\ \hat{\text{Age}} - 6 & \text{Si la litière est neuve et l'âge} \geq 7 \text{ jours} \end{cases}$$

Cette fonction a une erreur standard de pente qui vaut 1,1 mg NH₃/tête/jour.

De plus, cette approche varie en fonction de plusieurs paramètres à savoir la densité de stockage, le poids de vente, l'âge, l'état de litière et aussi les périodes de pauses entre les troupes. Selon Gates et al. (2008), l'âge considéré pour avoir le poids de vente adéquat pour les différentes catégories de poulets est bien connu : « les *roaster* » (mature à 63 jours), les « *heavy broiler* » (mature à 49 jours) et finalement les « *broiler* » (mature à 40 jours) avec des poids de vente respectives de 3,25 kg, 2,45 kg et 2,10 kg et des périodes de pauses de 7 jours comme transition entre les groupes successifs.

2.3 Étude de cas

2.3.1 Description du site étudié

Le site d'étude fait partie de la ferme du grand orme inc. Ce site est localisé à Saint-Mélanie au Québec et il est en opération depuis 2017. Le poulailler a les dimensions suivantes : 76 m × 18,3 m et comporte deux étages identiques de surface 1 393 m²/étage. La hauteur de chaque étage est d'environ 2,5 m et le volume est environ 3 552 m³/étage.

La production est d'environ 50 000 poulets par cycle d'élevage, soit 25 000 poulets/étage.

2.3.2 Concentration critique d'ammoniac

La concentration critique d'ammoniac à respecter dans les poulaillers diffère d'une source à une autre. Cela est dû aux différents milieux dans lesquels les études sont effectuées. Selon le guide d'élevage Cobb-Vantress (2011), une concentration d'ammoniac inférieure à 10 ppm

doit être respectée à l'intérieur des poulaillers afin de préserver un bon climat d'élevage. Bruno dans Marquis (2014), recommande une concentration moyenne de 20-25 ppm vers la fin du cycle d'élevage pour éviter l'irritation des voies respiratoires des poulets et même pour le personnel qui s'occupe de l'élevage. Un taux supérieur à 10 ppm est potentiellement dangereux pour la surface des poumons des poulets (Aviagen, 2009). Par conséquent, cette étude propose de prendre une concentration moyenne de 15 ppm comme un seuil à respecter à l'intérieur des poulaillers. Pour le cas des êtres humains, l'institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité de travail IRSST Québec (Lavoie et al., 2008) confirme que 17 ppm d'ammoniac est le seuil olfactif c'est-à-dire la valeur minimale détectable par voie respiratoire, alors qu'une teneur de 24 ppm cause une irritation de nez et de la gorge qui se déclenche après 2 à 6 h d'exposition. Une concentration de 25 ppm de NH_3 est considérée comme une valeur d'exposition tolérable pour les humains. (Lavoie et al., 2008)

De plus, et selon Langlois (2015), la concentration des polluants sous forme de gaz peut être exprimée en ppm (partie par million de volumes) et aussi en mg/m^3 . La formule de correspondance entre les deux unités est la suivante :

$$C_{\text{mg}/\text{m}^3} = C_{\text{ppm}} \times \frac{M_M}{V_M} \quad (2.4)$$

Avec,

C_{mg/m^3} : Concentration de NH_3 en mg/m^3

C_{ppm} : Concentration de NH_3 en ppm

M_M : Masse molaire de NH_3 , g/mol

V_M : Volume molaire des gaz, l/mol, $V_M = 24,45$ l/mol à 25°C et à 1 atm.

- Application numérique :

$$C_{\text{mg}/\text{m}^3} = 15 \text{ ppm} \times \frac{17}{24,45} = 10,43 \text{ mg}/\text{m}^3$$

2.3.3 Ventilation

Selon Cobb-Vantress (2011), il existe cinq types de ventilation qui sont souvent utilisés dans l'élevage des volailles et qui dépendent de la densité de stockage maximale permise dans les poulaillers. Le Tableau 2.3 présente les recommandations selon le guide d'élevage des *Cobbs* liées aux types de ventilateurs et à la densité d'élevage, (Cobb-Vantress, 2011).

Tableau 2.3 Équipements de ventilation et densités maximales d'élevage
Tiré de Cobb-Vantress (2011, p. 1)

Type de ventilation	Catégorie de ventilateur	Densité maximale permise
Naturelle	Brasseur d'air	30 kg/m ²
Pression positive	Ventilateurs latéraux, 60 °	35 kg/m ²
Ventilation transversale	Type Européen	35 kg/m ²
Ventilation tunnel	Brumisation	39 kg/m ²
Ventilation tunnel	<i>Pad Cooling</i>	42 kg/m ²

Pour le cas d'étude, l'élevage est d'environ 18 poulets/m². En admettant une moyenne de 2,3 kg/poule, la densité d'élevage est d'environ 42 kg/m² c'est-à-dire la ventilation déjà installée sur le site étudié est de type tunnel ou encore *pad-cooling*.

La vitesse maximale permise dans le milieu d'élevage dépend de l'âge des poussins. Le guide d'élevage du poulet de chair Cobb (Cobb-Vantress, 2011) détermine la vitesse d'air maximale pour chaque intervalle (Tableau 2.4).

Tableau 2.4 Vitesses d'air maximales
selon l'âge des poussins

Âge des oiseaux (jours)	Vitesse (m/s)
0-14 jours	0,3
15-21 jours	0,5
22-28 jours	0,87
28 jours et plus	1,75-2,5

La ventilation demandée pour évacuer l'excès d'ammoniac à l'intérieur du poulailler est en fonction de la quantité de NH_3 émise en g/jour. Les débits demandés sont exprimés en m^3/h . Le modèle de calcul est une fonction linéaire empirique inspirée d'une étude faite par Casey et al. (2004) Cette corrélation est représentée comme suit :

$$E = 0,25 \times Q \quad (2.5)$$

Avec,

E : Émission totale, g NH_3 /jour

Q : Débit de ventilation, m^3/h

Dans certains cas, les éleveurs adoptent une méthode de ventilation cyclique c'est-à-dire un renouvellement d'air avec une fréquence fixe. Par exemple, toutes les 5, 8, 10 ou 15 minutes, un lot de ventilateurs se déclenchent puis s'arrêtent pour une période de repos. Cependant, la ventilation fonctionne en permanence pour le cas d'étudié.

2.3.4 La litière

Selon EPA (2004), l'idéal est de changer la litière une fois après quatre cycles d'élevage consécutif sinon une fois par an.. Par contre, au Canada avec des conditions d'élevage différentes, notamment un climat plus humide, il est recommandé de changer la litière après chaque cycle de 40 jours pour maintenir le bien-être et conserver la santé des poulets, car parmi les fonctionnalités de la litière est d'absorber l'humidité et de réduire le contact de l'animal avec ses excréments et de les protéger aussi contre les températures froides du sol (Cobb-Vantress, 2011). La litière est changée après chaque cycle d'élevage pour le site d'étude.

2.3.5 Hypothèses et paramètres

Dans les prochaines étapes, le calcul est basé sur quelques hypothèses simplificatrices telles que :

- ❖ un cycle d'élevage est de 40 jours;
- ❖ une année d'élevage comporte 7 cycles et 7 pauses. Chaque pause est de 12 jours, période nécessaire pour changer la litière, nettoyer et déshumidifier les poulaillers;
- ❖ la litière est toujours neuve;
- ❖ la population a le même âge le premier jour d'élevage;
- ❖ la diversité des races de poulets et les différents types d'élevage est négligée : une race standard ayant un âge de maturité de 40 jours et un poids de vente de 2,3 kg est considérée;
- ❖ toutes influences causées par les conditions climatiques durant les saisons comme le paramètre température et humidité sont négligées et la production cyclique de NH_3 est supposée uniforme.

2.3.6 Résultats de calcul

L'estimation d'ammoniac produit pour le cas d'étude est effectuée suivant les deux méthodes précédemment expliquées : la méthode de l'EPA (EPA, 2004) et une deuxième méthode de la littérature (Gates et al., 2008).

2.3.6.1 Estimation de la production d'ammoniac

❖ Méthode de l'EPA

Afin de comparer les deux approches utilisées, il faut conserver au moins un critère en commun tels que l'aspect cyclique dans le calcul. En effet, la méthode de l'EPA se base sur la production moyenne annuelle de NH_3 et sur la population totale sans tenir compte des cycles d'élevages et des périodes de pauses consacrées pour le changement de la litière, de manière plus simple le calcul s'est fait sur les 365 jours de l'année. En revanche, afin de tenir compte de l'aspect cyclique, le calcul du facteur d'émission journalier est basé sur un facteur initial préalablement établi par l'agence (100 g NH_3 /tête/an), tout en intégrant les périodes de pause. Le Tableau 2.5 résume les différents facteurs d'émission pour les diverses situations.

Tableau 2.5 Production totale d'ammoniac pour différentes FE (Méthode de l'EPA)

	Sans périodes de pause	Avec périodes de pause
Facteurs d'émission	100 g NH_3 /tête/an (EPA, 2004)	$0,356 \times 365$ $= 130 \text{ g } \text{NH}_3/\text{tête/an}$
	$\frac{100}{365} = 0,274 \text{ g } \text{NH}_3/\text{tête/jr}$	$\frac{100}{365-(12 \times 7)} =$ $0,356 \text{ g } \text{NH}_3/\text{tête/jr}$
Production cyclique (kg NH_3 /cycle)	$0,274 \times 50\,000 \text{ têtes} \times 40 \text{ jrs}$ $= 550 \text{ kg } \text{NH}_3/\text{cycle}$	$0,356 \times 50\,000 \text{ têtes} \times 40 \text{ jrs}$ $= 712 \text{ kg } \text{NH}_3/\text{cycle}$
Production annuelle	$550 \times 7 = \mathbf{3,85 \text{ tNH}_3/\text{an}}$	$712 \times 7 = \mathbf{5 \text{ tNH}_3/\text{an}}$

La différence en production annuelle s'élève à 1,15 t NH_3 /an, dont la production calculée avec les périodes de pause est 1,3 fois plus grande que celle calculée sans les périodes de pause. Cette nuance vient du fait que le facteur d'émission est plus important dans le cas « avec périodes de pause » que dans le cas inverse.

Théoriquement, le facteur d'émission avec période de pause est supérieur au facteur d'émission sans période de pause à cause de la diminution de dénominateur dans la formule de deuxième cas par rapport au premier cas. Cependant et réellement parlant, la production d'ammoniac avec période de pause doit être inférieure à celle sans pause, car durant les 12 jours de renouvellement de la litière il n'y a pas d'élevage et donc pas d'émission. En outre, pour des raisons de comparaison entre les deux approches, il est préférable de conserver au moins un critère en commun qui est l'aspect cyclique dans le calcul de la production totale.

❖ Seconde méthode

Cette méthode est basée sur le suivi de taux d'émission journalière en fonction de l'âge de poulets durant les 40 jours d'élevage selon l'équation (2.3).

Étant donné que la litière est supposée toujours à l'état neuf, l'évolution journalière de taux d'émission de NH_3 pour la population entière (50 000 têtes) est représentée dans la Figure 2.1.

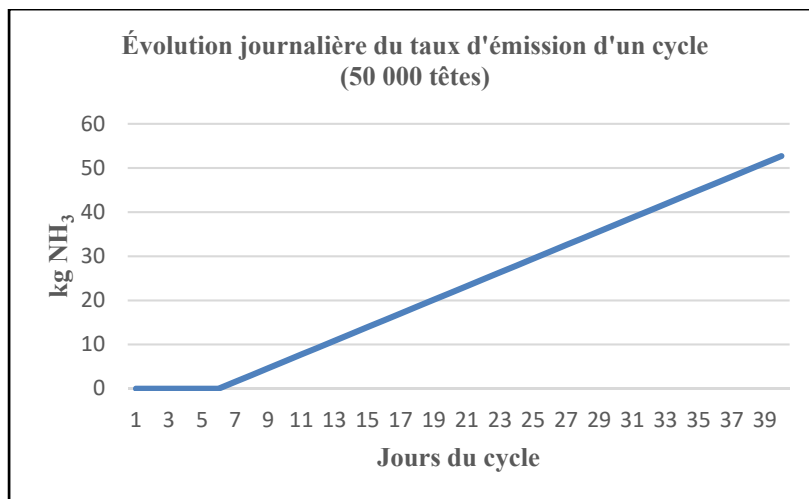


Figure 2.1 Évolution journalière du taux d'émission pour un cycle d'élevage

Il est évident que durant les premiers jours d'élevage, les petits poussins à l'âge de moins d'une semaine, produisent de faibles émissions en NH_3 , par conséquent, selon les intervalles de l'équation (2.3) et selon la Figure 2.1, la production est considérée nulle pendant les 6 premiers jours, puis elle commence à augmenter au fur et à mesure de la croissance journalière de poulets. En effet, cette croissance est parfaitement linéaire dont elle passe de 1,5 kg NH_3 au 7^e jour pour atteindre 53 kg NH_3 au 40^e jour d'élevage.

De plus, en tenant compte des hypothèses précédemment expliquées, une année d'élevage équivalent à 7 cycles et 7 périodes de changement de litière, finalement, la courbe de variation cyclique annuelle de la production de NH_3 pour 50 000 têtes a été tracée comme le montre la Figure 2.2.

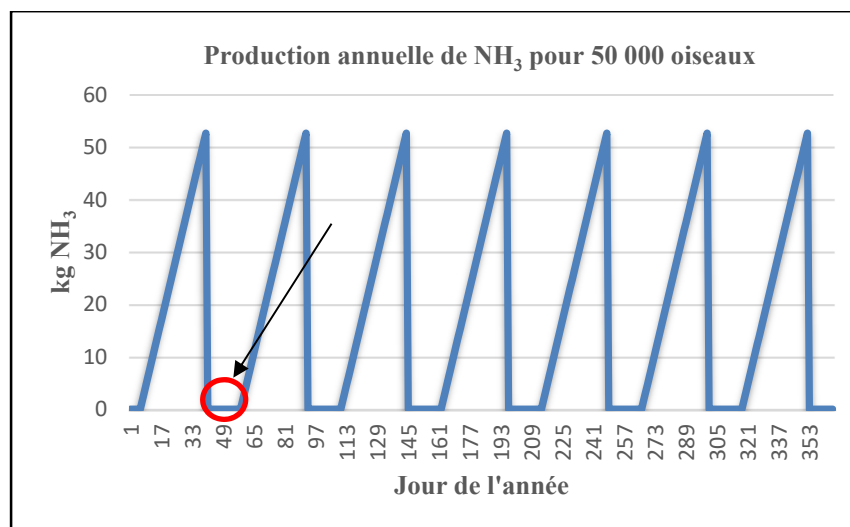


Figure 2.2 Profil de la production annuelle de NH_3

Selon la Figure 2.2, la variation cyclique annuelle est identique c'est-à-dire la même production d'ammoniac pour tous les cycles durant toute l'année, et cela peut être expliqué par le fait que toute variation due aux conditions climatiques ou aux conditions d'élevage est négligée.

En outre, le petit cercle rouge sur la courbe indique une période de stabilisation nulle au niveau de la génération de NH_3 . En effet, cette période correspond à 18 jours dont 12 jours sont

consacrés pour la transition entre les cycles pour le changement de litières et pour le nettoyage des poulaillers et les 6 jours restants correspondent à la période de la non-génération d'ammoniac au début de chaque cycle.

Afin de calculer la quantité totale annuelle de NH_3 produite pour toute la population (50 000 têtes), l'addition des quantités accumulées pour chaque cycle permet de déterminer la quantité annuelle totale à 922 kg NH_3 /cycle. Le Tableau 2.6 résume la production cyclique et annuelle d'ammoniac ainsi que le facteur d'émission.

Tableau 2.6 Production cyclique et annuelle totale et le facteur d'émission correspondant

Production cyclique	Production annuelle	Facteurs d'émission (Avec période de pause)
922 kg NH_3 /cycle	$922 \times 7 \approx 6,5$ t NH_3 /an	$\frac{922 \times 1000}{50\,000 \times 40} = 0,461 \text{ g } \text{NH}_3/\text{tête}/\text{jr}$ $0,461 \times 365 \approx 170 \text{ g } \text{NH}_3/\text{tête}/\text{an}$

❖ Comparaison

Les deux méthodes utilisées pour estimer la production annuelle d'ammoniac diffèrent dans la démarche de calcul, en effet, la méthode de l'EPA est basée sur un facteur d'émission moyen empirique qui est une donnée de départ utilisée pour estimer la production annuelle en NH_3 , néanmoins, la deuxième méthode consiste à faire une démarche différente c'est-à-dire, le facteur d'émission est déduit finalement à partir de l'estimation de la production cyclique ou annuelle. Les résultats des deux méthodes sont résumés dans le Tableau 2.7.

Tableau 2.7 Comparaison des résultats de deux méthodes

Méthodes	Production cyclique	Production annuelle	Facteurs d'émission (Avec période de pause)
EPA	712 kg NH ₃ /cycle	5 t NH ₃ /an	0,356 g NH ₃ /tête/jr 130 g NH ₃ /tête/an
Autre méthode	922 kg NH ₃ /cycle	6,5 tNH ₃ /an	0,461 g NH ₃ /tête/jr 170 g NH ₃ /tête/an

Selon la méthode de l'EPA, la production cyclique est estimée à 712 kg NH₃ ce qui donne une quantité annuelle de 5 tNH₃. Toutefois et selon la seconde méthode, la production cyclique est estimée à 922 kg NH₃ pour une production annuelle de 6,5 tNH₃. La différence entre les deux résultats est de 1,5 tNH₃ ce qui fait que le facteur d'émission de la deuxième méthode est 1,3 fois plus grand que celle de l'EPA et cette différence ne peut être expliquée que par le fait que la base empirique de comparaison employée par les deux groupes n'est pas la même. Et cela s'explique par des races différentes, des cycles différents et des conditions d'élevage différentes. Étant donné que la deuxième méthode présente éventuellement le cas le pire du point de vue production annuelle, que les auteurs basent leurs résultats sur des élevages du Nord des USA, et puisqu'elle permet de suivre la génération journalière d'ammoniac, il a été décidé d'adopter cette méthode pour le reste de l'étude.

❖ Profil d'accumulation annuelle d'ammoniac

L'accumulation annuelle d'ammoniac pour les 50 000 têtes est aussi étudiée en faisant additionner les quantités de NH₃ accumulée chaque jour. Le profil annuel est représenté dans la Figure 2.3.

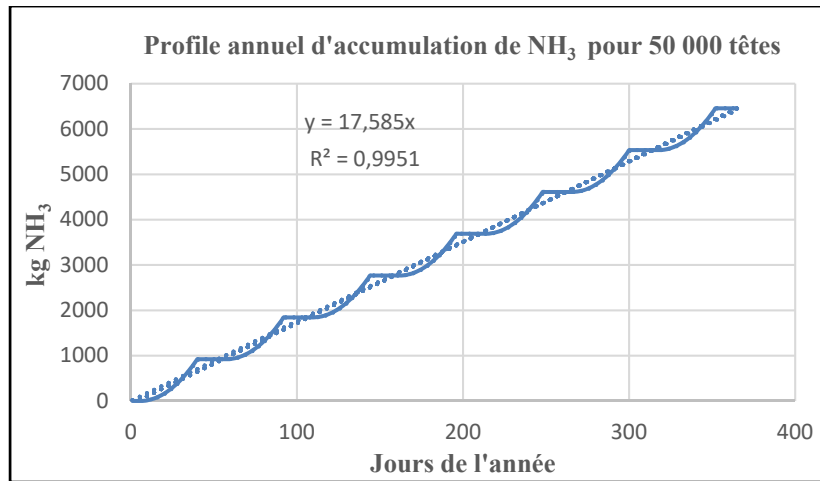


Figure 2.3 Profil annuel d'accumulation de NH_3
pour sept élevages de 50 000 oiseaux

La courbe de régression linéaire en fonction du jour de l'année est de la forme suivante :

$$Y = 17,6 \times X \quad (2.6)$$

Avec,

Y : Quantité d'ammoniac, kg

X : Jours de l'année

Selon les données présentées dans le Tableau 2.8, une bonne convergence jugée pertinente est observée dans les résultats des deux modes de calculs théorique et numérique avec régression. La régression linéaire vient avec un $R^2 = 0,9951$. Le Tableau 2.8 illustre les résultats de deux méthodes pour une portion de l'année choisie arbitrairement.

Tableau 2.8 Tableau comparatif des résultats théoriques et numériques

Jours de l'année	Accumulation journalière méthode théorique (kg NH ₃ /j)	Accumulation journalière méthode numérique (kg NH ₃ /j)
337	5 828	5 926
338	5 859	5 944
339	5 892	5 961
340	5 926	5 979
341	5 961	5 996
342	5 999	6 014
343	6 037	6 032

Les écarts annuels entre les résultats de deux approches sont estimés à 1,16 % qui sont très faibles ce qui fait que la convergence est très significative.

2.3.6.2 Détermination des débits de ventilation

Afin de déterminer les débits de ventilations nécessaires pour évacuer l'excès d'ammoniac, il faut tout d'abord calculer la quantité d'ammoniac permise dans un étage. Cette quantité critique est calculée comme le montre l'expression suivante :

$$Q_{cr} = C_{cr} \times V_{étage} \quad (2.7)$$

Avec,

Q_{cr} : Quantité critique de NH₃ par étage, mg NH₃/étage

C_{cr} : Concentration critique de NH₃, mg/m³

$V_{étage}$: Volume d'un étage, 3 552 m³

Les résultats de calcul de la quantité critique sont résumés dans le Tableau 2.9.

Tableau 2.9 Détermination de la quantité de NH₃ critique par étage

Données	Valeurs
Volume d'un étage	3 552 m ³
Concentration critique en NH ₃ (éq 2.4)	15 ppmv = 10,43 mg/m ³
Quantité critique de NH ₃ par étage	$10,43 \times 3\,552 = 37$ g NH ₃ /étage

Pour déterminer les débits de ventilation journalière, tout d'abord il faut soustraire la quantité d'ammoniac critique précédemment calculée de la quantité totale générée pour chaque étage puis utiliser l'équation (2.5) pour générer les débits nécessaires pour évacuer l'excès d'ammoniac. Le Tableau 2.10 expose un exemple de calcul pour le 7^e et le 40^e jour d'élevage.

Tableau 2.10 Données de ventilation pour le 7^e et le 40^e jour d'élevage

		Débit total pour ventiler complètement le NH ₃ produit	NH ₃ à ventiler (gNH ₃ /étage)	Débit minimal pour ventiler la quantité dépassant Q_{cr}
Âge (jour)	NH ₃ total (g/étage)	Ventilation (éq 2.5)		Ventilation (éq 2.5)
7	775	3 100 m ³ /h 1 825 CFM	$775 - 37 = 738$	2 952 m ³ /h 1 737 CFM
40	26 350	105 400 m ³ /h 62 038 CFM	$26\,350 - 37 = 26\,313$	105 252 m ³ /h 61 951 CFM
Conversion : 1 m ³ /h = 0,5886 CFM				

Le suivi de la ventilation nécessaire pour évacuer la quantité de NH₃ a été élaboré, en tenant compte évidemment de la quantité critique qui doit être respectée à l'intérieur du bâtiment. La Figure 2.4 montre la variation de la ventilation en CFM en fonction de Q_{NH_3} .

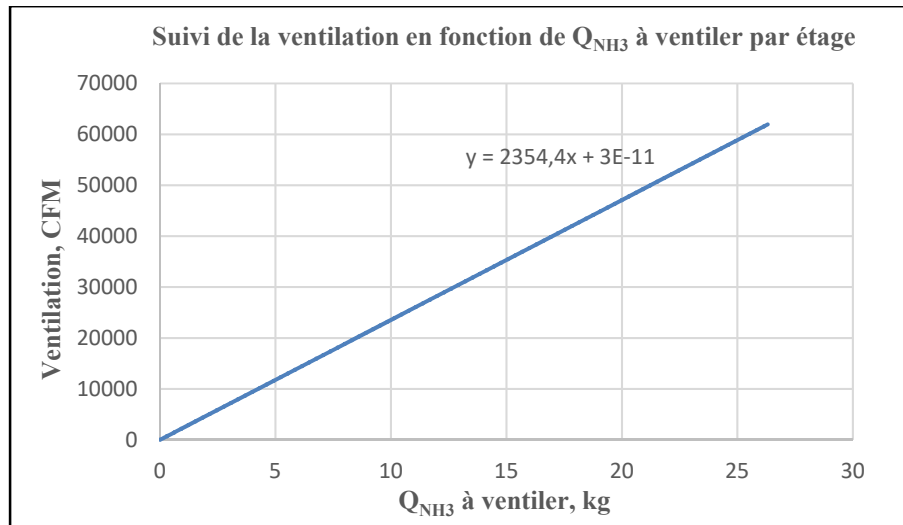


Figure 2.4 Variation de ventilation en fonction de Q_{NH_3} à ventiler

La ventilation varie linéairement en fonction de Q_{NH_3} à ventiler selon une fonction affine d'une pente de 2 354 CFM/kg. De plus, et vu que l'ordonnée à l'origine qui vaut à 3×10^{-11} tend vers $-\infty$ il peut être négligé. De ce fait, la ventilation suit une loi linéaire de la même pente et la fonction représentative simplifiée de cette variation est présentée comme suit :

$$V = 2\,354 \times Q_{NH_3} \quad (2.8)$$

Avec,

V : Ventilation, CFM

Q_{NH_3} : Quantité de NH₃ à ventiler, kg

Normalement, la ventilation commence vers le 7^e jour d'élevage, là où les émissions commencent à se produire du NH₃ avec un débit de 1 740 CFM pour une quantité de 740 g NH₃ pour chaque étage. La demande en ventilation augmente le long de cycle pour atteindre plus que 60 000 CFM par étage vers la fin d'élevage.

Hypothèse et limitation

- ❖ Supposant que le débit de ventilation sortant de poulailler est le même débit entrant dans l'épurateur. En effet, les pertes de charge linéaires et singulières produites dans les conduites sont négligées.
- ❖ Le débit de design (60 000 CFM) est valable seulement pour le NH_3 , autrement dit, le flux ventilé contient aussi d'autres gaz, mais traitant seulement le NH_3 . Néanmoins, et réellement pour évacuer tous les gaz et l'humidité accumulée, une ventilation supérieure à 60 000 CFM/étage est requise.

Solutions et perspectives

Dans la pratique, l'éleveur considéré ventile plus que 120 000 CFM pour le poulailler entier vers la fin de cycle pour évacuer tous les contaminants ainsi que l'humidité et en été la chaleur sensible dégagée par les oiseaux. De plus, pour le présent cas, la réaction est quasiment sélective c'est-à-dire que l'acide réagit majoritairement avec le NH_3 , mais ça peut aussi produire des produits secondaires à cause de la présence d'autres gaz. Afin de séparer le NH_3 du mélange de gaz, l'installation d'une unité de distillation équipée d'un compresseur est requise. Une compression à $P = 10 \text{ atm}$ et à $T = 26^\circ\text{C}$ suivis d'une décompression sont nécessaires pour refroidir et liquéfier le gaz. Une fois liquéfié, il faut le réchauffer à sa température d'ébullition et le distiller dans une colonne de distillation.

Synthèse du chapitre

Ce chapitre a présenté les méthodes d'estimation des émissions ammoniacales ainsi que les calculs des demandes en ventilation pour le site étudié selon des corrélations numériques avec la mise en formulation de certaines hypothèses simplificatrices. En effet, ces hypothèses n'influencent en aucun cas les résultats obtenus dans cette étude.

Le chapitre suivant traitera l'application théorique du procédé de LHPA pour le cas étudié.

CHAPITRE 3

APPLICATION DU PROCÉDÉ DE LAVAGE HUMIDE PAR PULVÉRISATION ACIDE

Ce chapitre présente l'application du procédé de lavage humide par pulvérisation acide pour le cas d'étude. Cette partie consiste dans un premier temps à déterminer les dimensions des unités de lavage et les conditions opératoires. Dans un deuxième temps, il s'agit de déterminer le rendement du procédé. Ensuite, évaluer la consommation de la solution de lavage et de l'électricité et finalement estimer la quantité d'engrais annuellement produite.

3.1 Dimensions de l'unité de lavage et conditions opératoires

Cette section expose les dimensions des unités de lavage sélectionnées et les différentes conditions opératoires.

3.1.1 Dimension de la colonne

En se basant sur les résultats de ventilation générés dans la section antérieurement correspondant à 60 000 CFM/étage et suivant la fiche technique présentant les paramètres de design des épurateurs humides séries SPT, il est possible de déterminer les dimensions générales de l'unité (Verantis-Ceilcote Air Pollution Control, 2020). La Figure 3.1 présente les caractéristiques du modèle choisi. Les pages requises de la fiche technique sont disponibles dans l'Annexe III.

MODEL NO.	NORM CFM	MAX. CFM	PACKING DEPTH	GPM RATE	A	B	C	D	F ₁ x F ₂	G	H ₁ x H ₂	M	S	U	V	DRY WT. LBS.	OPERATING WT. LBS.
SPT-84 -36	20000	25900	36	230	84	166	119	35	18x66	36	18x24	4	4	1 1/2	4	1750	6270
-60			60			190	143									2150	7140
-120			120			250	203									3130	9330
SPT-96 -36	26000	33900	36	300	96	173	123	35	18x84	42	18x24	6	4	1 1/2	4	2230	8500
-60			60			197	147									2730	9630
-120			120			257	207									3990	12460
SPT-108 -36	33000	42900	36	382	108	185	132	38	24x84	48	18x24	6	4	1 1/2	4	3030	10840
-60			60			209	156									3680	12280
-120			120			269	216									5310	15900
SPT-120 -36	41000	53000	36	470	120	202	145	40	24x102	54	18x24	6	4	1 1/2	6	3700	13750
-60			60			226	169									4480	15510
-120			120			286	229									6450	19930
SPT-132 -36	50000	64100	36	570	132	211	152	40	24x120	60	18x24	8	6	2	6	4470	16630
-60			60			235	176									5400	18740
-120			120			295	236									7730	24040
SPT-144 -36	59000	76300	36	678	144	219	156	40	24x132	66	18x24	8	6	2	6	5200	19670
-60			60			243	180									6290	22170
-120			120			303	240									9030	28440

Figure 3.1 Dimensions de l'unité d'épuration
Reproduite et adaptée avec l'autorisation de
(Verantis-Ceilmote Air Pollution Control, 2020, p. 4)

Considérant un débit de ventilation théorique de 60 000 CFM/étage, c'est le modèle SPT-144 qui fournit le débit le plus proche. Cette fiche permet aussi de sélectionner un diamètre de 144 po (12') et une hauteur de 303 po (plus de 25') pour un lit de profondeur Z = 120 po (10'). En effet, selon Verantis-Ceilmote Air Pollution Control (2020), pour le cas de traitement de l'ammoniac gazeux, plus la profondeur du lit est importante plus l'efficacité est meilleure comme le montre la Figure 3.2.

Contaminants	Type (See Note A)	SPT 36" packing depth (Low Efficiency) % Removal	SPT 60" packing depth (Medium Efficiency) % Removal	SPT 120" packing depth (High Efficiency) % Removal
Acetic Acid ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{H}$)	G&L	80-85	85-92	98-99
⁵ Acetone (CH_3COCH_3)	G	65	90	97
³ Aluminum Bright Dip	G&L	30-90	40-98	40-99
² Amines (RNH_2)	G	90-95	99+	99.9+
² Ammonia (NH_3)	G	90-95	99+	99.9+
Ammonium Hydroxide (NH_4OH)	L	85-90	98-99	99+

Figure 3.2 Variation du rendement des épurateurs en fonction de la profondeur des lits remplis

Reproduite et adaptée avec l'autorisation de
(Verantis-Ceilcote Air Pollution Control, 2020, p. 5)

La fiche technique permet aussi de déterminer plusieurs paramètres comme le débit maximal de circulation du liquide et autres dimensions liées aux entrées-sorties des fluides en circulation. De plus, un tel épurateur pèse environ 9 000 livres au repos et environ 28 500 livres en pleine opération. Le Tableau 3.1 résume les paramètres globaux et le Tableau 3.2 présente la géométrie de l'unité et les matériaux de fabrication.

Tableau 3.1 Paramètres de design de l'épurateur sélectionné

Modèle	Débit	Z	Diamètre	Hauteur	Poids net	Rendement
SPT-144	60 000 CFM	120 po = 3 m	144 po = 3,65 m	303 po = 7,7 m	9030 livres = 4,1 tonnes	+99.9 %

Tableau 3.2 Géométrie et matériaux de fabrication

Géométrie	Colonne cylindrique
Matériaux de fabrication	Fibre de verre renforcée en plastique, acier inoxydable, thermoplastique (PVC)
Configuration	Verticale à contre courant

Concernant l'épaisseur, généralement 3 mm (1/8'') est employé pour ce type de matériaux de fabrication (PVC). La section de colonne est alors déterminée selon l'équation (3.2).

$$\begin{aligned} D_{int} &= D_{ext} - 2 \times e = 3.65 - 2 \times 310^{-3} = 3.644 \text{ m} \\ D_{int} &= D_{ext} = D = 3.65 \text{ m} \end{aligned} \quad (3.1)$$

La section de la colonne peut alors être calculée comme suit :

$$S = \frac{\pi D^2}{4} = \frac{\pi \times 3.65^2}{4} = 10.5 \text{ m}^2 \quad (3.2)$$

Avec,

D_{int} : Diamètre interne de la colonne, m

D_{ext} : Diamètre externe de la colonne, m

e : Épaisseur, m

S : Section de la colonne, m^2

3.1.2 Conditions opératoires

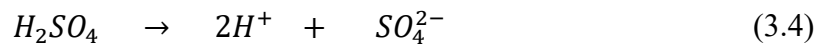
Cette section présente l'étude des conditions opératoires du procédé à savoir la concentration d'acide, le pH du milieu, la vitesse d'air, la température et le temps de rétention ainsi que le nombre d'étages.

3.1.2.1 La concentration de l'acide $[\text{H}_2\text{SO}_4]$ et le pH de la solution

Selon la Figure 1.15, plus la solution est acide plus le rendement du procédé de lavage est élevé. En effet, pour conserver une efficacité la plus élevée possible, il faut maintenir un pH inférieur à 2 (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014). La relation qui relie le pH du milieu à la concentration de l'acide est représentée comme suit :

$$[\text{H}^+] = 10^{-\text{pH}} \quad (3.3)$$

Pour un $\text{pH} = 1.46$ (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014), la concentration de l'acide sera $[\text{H}^+] = 10^{-1.46} = 0.035 \text{ mol/L}$. De plus et sachant que l'acide sulfurique est un diacide c'est-à-dire il génère 2 H^+ dans le milieu lors de sa dissociation totale comme le montre l'équation de la réaction (3.4), la concentration de l'acide initiale nécessaire pour maintenir un pH bien déterminé (1,46) sera calculée comme le montre l'équation (3.5) :



$$n(\text{H}_2\text{SO}_4) = \frac{1}{2} n(\text{H}^+) \quad (3.5)$$

$$[\text{H}_2\text{SO}_4] = \frac{1}{2} [\text{H}^+]$$

- Exemple d'application numérique

$[\text{H}_2\text{SO}_4] = \frac{1}{2} \times 0.035 \text{ mol/L} = 0.017 \text{ mol/L}$ équivalent à 1,7 g H_2SO_4 (100 % pure)/L d'eau ($M = 98 \text{ g/mol}$).

Pour un réservoir de $1000 \text{ L} = 1 \text{ m}^3$ d'eau, il faut 1,7 kg de H_2SO_4 (100 % pure) pour maintenir un $\text{pH} = 1,46$ ou encore, pour une densité de H_2SO_4 de $1,83 \text{ g/cm}^3$, il faut $930 \text{ ml} \approx 1 \text{ L}$ de H_2SO_4 .

Finalement, ceci permet d'affirmer que le ratio volumique acide/eau pour maintenir ce pH doit être 1 L/1000 L.

3.1.2.2 Vitesse d'air, température d'opération et temps de rétention

❖ Vitesse d'air

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon et al. (2014), la vitesse d'air optimale à l'intérieur de la colonne qui correspond au rendement le plus élevé est de 4 m/s. Cependant, selon Daniel Mussatti (2002), les épurateurs humides présentent généralement une vitesse d'air qui atteint plutôt 3 m/s comme le montre la Figure 3.3.

Scrubber Type	Pressure Drop (in. H ₂ O)	L/G Ratio (gal/1000 acf)	Liquid Pressure (psig)	Gas Velocities (ft/sec)	Cut Diameter (μm)
Spray Tower	0.5-3	0.5-20	10-400	10	2-8
Cyclonic	2-10	2-10	10-400	105-140b	2-3
Venturi	10-150	2-20	0.5-2	90-400c	0.2

Figure 3.3 Vitesse d'air pour les épurateurs humides
Adaptée de Daniel Mussatti (2002, p. 33)

Dans le cas présent, pour un débit de ventilation maximal de 62 000 CFM/étage équivalent à 30 m³/s qui circule dans une colonne ayant une section de 10,5 m², la vitesse d'air maximale à l'intérieur de l'unité est estimée à 2,86 m/s soit près de 3 m/s.

La vitesse d'air susmentionnée est valide seulement pour le dernier jour d'élevage. Cependant, le débit de ventilation est variable tout le long du cycle, alors, il est recommandé de garder une vitesse constante en permanence à l'intérieur de la colonne, pour en faire, il faut utiliser des dispositifs capables de maintenir un profil de vitesse stable tels que des conduites équipées par d'autres ventilateurs entre la sortie du poulailler et l'entrée de la colonne d'épuration.

❖ Température d'opération

Selon la Figure 1.15, la température d'opération n'influence pratiquement pas l'efficacité de l'unité. De plus, le procédé de lavage se déroule à la température de sortie du flux de gaz de poulailler qui est de l'ordre de 20-22 C. En outre, la solution de lavage est supposée préchauffée naturellement, car la dissolution d'acide dans l'eau est un phénomène exothermique.

Étant donné que le climat est extrêmement froid pendant la période hivernale, il faut utiliser des réservoirs thermiques pour garder le mélange à l'état liquide soit d'introduire le réservoir à un endroit chauffé ou encore ajouter des additifs inertes pour éviter la congélation de la solution de lavage.

❖ Temps de rétention

Le temps de rétention peut être considéré comme étant le temps de la réaction ou encore la durée nécessaire pour que le flux de gaz parcoure la zone de la réaction. En effet, dans le cas d'une colonne vide, le calcul est plus ou moins simple, c'est-à-dire supposant une vitesse d'air de 3 m/s en permanence et une zone de réaction de 3 m de profondeur, le temps de rétention t_R sera égal au rapport de ces deux paramètres qui vaut à 1 s. De plus, et selon R. Melse, Van Wagenberg, et Mosquera (2006), pour un épurateur humide qui est vide le t_R est compris entre 0,5 et 1,0 s. Néanmoins, si la colonne est équipée d'un lit rempli des pièces de garnissage, le calcul de ce paramètre sera plus complexe, car il faut tenir compte de plusieurs paramètres tels que la viscosité des fluides en question, les pertes de charge provoquées au niveau du lit de garnissage, le type de garnissage ainsi que le type d'écoulement, etc. Pour ce faire, il est primordial de faire une étude complète des écoulements à l'intérieur de l'épurateur.

❖ Nombre d'étages

Théoriquement, cette technologie peut contenir un ou plusieurs étages de pulvérisation afin d'améliorer le rendement du procédé et cela dépend de la concentration d'ammoniac à traiter. De plus, les modèles numériques permettant d'estimer les rendements sont présentées dans la section (1.4.5.4).

En outre, et selon L. J. Hadlocon et al. (2015), la colonne d'épuration peut contenir des modules à l'intérieur dont le nombre dépend du débit de gaz à traiter. Cependant, les configurations réellement existantes sont équipées par des lits remplis en garnissages appelés en anglais '*Packed-Bed Scrubbers*'. Ces garnissages permettent d'augmenter le temps de contact entre les réactifs de la réaction ce qui améliore le rendement de lavage.

3.2 Étude de rendement du procédé

Lara Jane Sebu Hadlocon et al. (2014), ont développé un modèle empirique basé sur une étude expérimentale effectuée sur une unité à trois étages et à contre courant et dans des conditions

opérateurs spécifiques. Ce modèle est optimisé et généralisé par la suite au moins pour des épurateurs similaires. Il s'est avéré que le rendement suit une loi affine dans laquelle ce dernier est proportionnel à la pression de pulvérisation et inversement proportionnel à la concentration d'ammoniac à l'entrée. Cette loi empirique proposée est valable pour des concentrations d'ammoniac plus élevées dépassant même les 400 ppm. L'expression de ce rendement est représentée comme suit :

$$\eta = 55.33 \times P - 0.04 \times C + 56.14 \quad (3.6)$$

Avec,

P : Pression de pulvérisation, MPa

C : Concentration d'ammoniac à l'entrée, ppm

Comme il est susmentionné dans la section (1.4.4.2), la pression de pulvérisation optimale choisie est fixée à 0,62 MPa. La variation du rendement en fonction de la concentration le long du cycle d'élevage pour un seul étage est illustrée à la Figure 3.4.

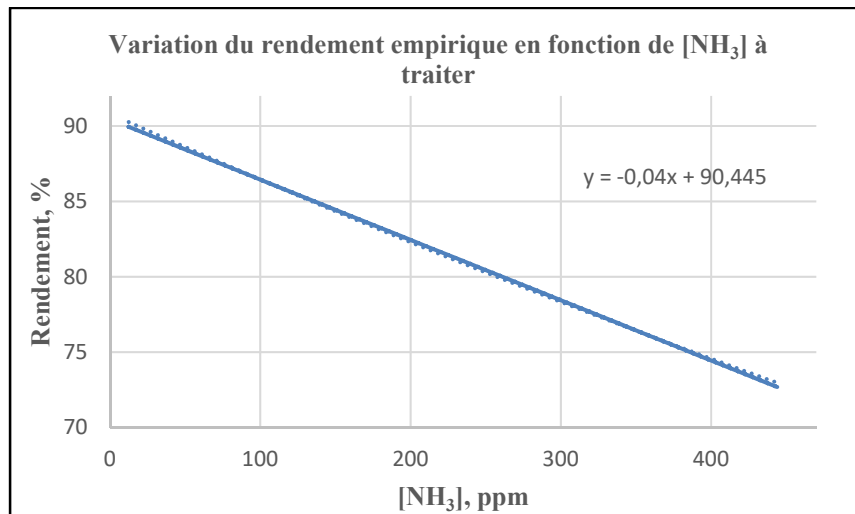


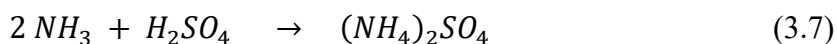
Figure 3.4 Variation du rendement empirique en fonction de [NH₃]_{in}

La courbe de tendance en pointillé de la forme $y = -0.04x + 90.45$ est une courbe de régression générée par Excel.

Il est clair que la variation du rendement empirique en fonction de la concentration journalière horaire de NH_3 est linéaire présentant une pente négative d'une valeur de $-0,04 \text{ ppm}^{-1}$. Cette évolution décroissante passe d'une efficacité de 89,95 % au 7^e jour d'élevage pour une teneur de 12,45 ppm pour finalement atteindre un rendement de 73 % au dernier jour à une concentration horaire de près de 445 ppm. Ce modèle présente une efficacité moyenne de 81,3 %, valeur qui garantit une efficacité importante tout le long du cycle d'élevage. Cette allure est interprétée dans le sens où le rendement de lavage et la concentration de NH_3 à traiter, sont inversement proportionnelles comme le montre l'équation (3.6).

3.3 Évaluation de la consommation de la solution de lavage

La solution de lavage est un mélange d'acide pur et d'eau. Le volume de la solution d'acide peut être calculé en se basant sur la réaction chimique fondamentale et suivant la démarche présentée ci-dessous :



Lorsque cette réaction est considérée totale dans les conditions opératoires du procédé de lavage et si les quantités des réactifs sont dans les conditions stœchiométriques, il est possible de dire que :

$$n(\text{H}_2\text{SO}_4) = \frac{1}{2} n(\text{NH}_3) \text{ ainsi, } [\text{H}_2\text{SO}_4] \times V_{\text{H}_2\text{SO}_4} = \frac{1}{2} \frac{m(\text{NH}_3)}{M(\text{NH}_3)} \text{ et donc } V_{\text{H}_2\text{SO}_4} = \frac{1}{2} \frac{m(\text{NH}_3)}{M_{\text{NH}_3} \times [\text{H}_2\text{SO}_4]}$$

Donc, d'une façon générale, l'estimation du volume de la solution de lavage est calculée selon l'équation (3.8) :

$$V_{\text{Sol,lavage}} = \frac{1}{2} \frac{m(\text{NH}_3)}{M_{\text{NH}_3} \times [\text{H}_2\text{SO}_4]} \quad (3.8)$$

Avec,

$n(H_2SO_4)$: Nombre de moles de l'acide sulfurique, moles

$n(NH_3)$: Nombre de moles de l'ammoniac, moles

m_{NH_3} : Masse d'ammoniac, g

M_{NH_3} : Masse molaire d'ammoniac qui vaut à 17 g/mole

$[H_2SO_4]$: Concentration de l'acide sulfurique, mol/L

$V_{sol,lavage}$: Volume d'acide sulfurique, L

Afin de calculer la concentration initiale d'acide sulfurique d'une pureté égale à 95 % et avec une densité de l'acide égale à 1830 g/L, il faut déterminer la masse de l'acide pur telle que :

$$m_{\text{pure}} = \frac{1830 \times 95 \times 1L}{100} = 1738,5 \text{ g et sachant que } M_{H_2SO_4} = 98 \text{ g/mol donc,}$$

$$[H_2SO_4]_0 = \frac{m_{\text{pure}}}{M_{H_2SO_4} \times 1L} = \frac{1738,5}{98 \times 1L} = 17,75 \text{ mol/L} \approx 18 \text{ mol/L.}$$

Avec,

m_{pure} : Masse de l'acide pure, g

$[H_2SO_4]_0$: Concentration initiale d'acide sulfurique pur, mol/L

$M_{H_2SO_4}$: Masse molaire de l'acide sulfurique, $M_{H_2SO_4} = 98 \text{ g/mol}$

3.3.1 Consommation maximale

Le volume de solution de lavage nécessaire pour satisfaire la demande de l'unité d'épuration est maximale au 40^{ième} jour d'élevage. Pour une concentration de 0,1 mol/L est utilisée. Pour cette concentration et pour une quantité d'ammoniac *au dernier jour d'élevage* correspondant à 26 300 g/étage, le volume de la solution diluée $V_{sol,lavage}$ est calculé comme suit :

$$\begin{aligned} V_{sol,lavage} &= \frac{1}{2} \frac{m(NH_3)}{M_{NH_3} \times [H_2SO_4]} = \frac{1}{2} \frac{26\,300 \text{ g/étage}}{17 \times 0,1} = 7\,736 \text{ L} \approx 8\,000 \text{ L} = 8 \text{ m}^3 \\ &= V_{réservoir/étage} \end{aligned}$$

Avec,

$V_{réservoir}$: volume de réservoir = $V_{Sol,lavage}$ = volume de la solution de lavage, L

M_{NH_3} : Masse molaire de l'ammoniac, $M(NH_3) = 17 \text{ g/mol}$

Pour le cas de deux étages $V_{réservoir} = 16 \text{ m}^3/\text{cycle d'élevage}$.

Pour déterminer le volume d'acide à introduire dans un réservoir de 8 000 L pour conserver une concentration de 0,1 mol/L, le calcul est fait par simple règle de trois $n_0 = n_1$, c'est-à-dire

$$[H_2SO_4]_0 \times V_{H_2SO_4,pur} = [H_2SO_4]_1 \times V_{réservoir}, \text{ par suite } V_{H_2SO_4,pur} = \frac{[H_2SO_4]_1 \times V_{réservoir}}{[H_2SO_4]_0} = \frac{0,1 \times 8\,000}{18} = 45 \text{ L/étage}$$

Donc, d'une façon générale, le suivi de la consommation d'acide pur est fait selon l'équation (3.9) :

$$V_{H_2SO_4,pur} = \frac{[H_2SO_4]_1 \times V_{Sol,lavage}}{[H_2SO_4]_0} \quad (3.9)$$

Avec,

$[H_2SO_4]_1$: Concentration d'opération désirée qui vaut à 0,1 mol/L.

3.3.2 Consommation totale

Le suivi de la consommation en acide, en solution de lavage et en eau durant un cycle d'élevage est fait selon les équations (3.8) et (3.9). Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon (2014), les pertes moyennes en acide et en eau sont estimées respectivement à environ 0,04 ml/m³ d'air traité et 0,9 ml/m³ d'air traité. Ces pertes sont dû majoritairement aux fuites de gouttelettes d'acide non réagit et entraînées par le flux gazeux vers l'extérieur à travers le filtre monté en haut de la colonne, soit par des fuites dans la tuyauterie de l'installation (Lara Jane Sebuc Hadlocon et al., 2014). Les résultats de la consommation totale annuelle en eau, en acide pur et en solution de lavage sont résumés dans le Tableau 3.3.

Tableau 3.3 Consommation cyclique et annuelle d'eau, d'acide pur et de la solution de lavage par étage

	Consommation cyclique	Pertes annuelles	Consommation annuelle
Acide pur (acide sulfurique)	751 L	518 L	5 775 L $\approx$ 5,8 m ³
Eau	134 500 L	11 592 L	953 m ³
Solution de lavage	135 251 L	12 110 L	960 m ³

3.3.3 Recyclage de la solution de lavage

La solution de lavage peut être réutilisée dans le processus de traitement. L'acide pulvérisé réagit avec l'ammoniac contenu dans le flux gazeux en contre-courant et descend par gravité vers le bas de la colonne où le mélange liquide s'accumule traversant un siphon pour se trouver dans le réservoir de la solution de lavage. Une sonde de pH-mètre mesure en permanence le pH de la solution. Cette sonde est connectée à un contrôleur de pH qui est à son tour relié à une pompe pour fournir de l'acide concentré à partir d'un autre réservoir contenant seulement de l'acide afin de maintenir le pH inférieur à 2.

Selon Lara Jane Sebuc Hadlocon (2014), le recyclage de la solution se fait jusqu'à atteindre un ratio de 20 % à 30 % (m/v) de $(NH_4)_2SO_4$. Ce ratio est considéré comme un taux comparable à la composition chimique d'autres engrais chimiques liquides commercialisés et ayant 20 % d'azote ammoniacal et 25 % de soufre et le reste est d'anhydride sulfurique SO_3 . L'Annexe IV, Tableau-A IV-1, résume quelques caractéristiques physico-chimiques de cet engrais.

Une analyse régulière est nécessaire pour contrôler ces valeurs et pour savoir le temps adéquat pour changer le liquide de lavage.

3.4 Évaluation de la consommation énergétique

3.4.1 Équipements considérés

Les pompes de pulvérisation qui sont les mêmes assurant la recirculation de la solution de lavage ainsi que les ventilateurs sont les équipements qui consomment majoritairement de l'énergie électrique dans le système proposé. Une soumission a été faite chez le fournisseur HEE-Duall qui a proposé deux unités de 60 000 CFM pour chacune selon des caractéristiques bien déterminées. Chaque étage sera fourni d'une unité équipée d'un ventilateur de capacité nominale de 60 000 CFM et d'une puissance de 125 hp (93,21 kW) aussi bien qu'une pompe de recirculation de puissance 30 hp (22,37 kW). La fiche technique des unités proposées est attachée dans l'Annexe V. Dans le cas étudié, il est supposé que les deux unités installées remplacent la ventilation mécanique ordinaire déjà existante. Finalement, seulement la consommation des pompes est considérée.

3.4.2 Énergie consommée par les pompes

Les pompes fonctionnent 34 jours/cycle de 40 jours avec une progression linéaire admettant que la demande est nulle pendant les 6 premiers jours d'élevage. Ces équipements fonctionnent en moyenne à la moitié de leur puissance nominale (0 HP pour les 6 premiers jours et 30 HP au jour 40). Finalement, la consommation cyclique liées aux pompes est calculée comme suit : $34 \text{ jours} \times 24 \text{ h} \times 22,37 \text{ kW} = 18\,255 \text{ kWh/cycle}$. La consommation annuelle du poulailler est estimée à environ **127,8 MWh/an**.

3.5 Évaluation de la production d'engrais

Le procédé de lavage humide par pulvérisation acide permet à la fois de traiter l'ammoniac produit dans les poulaillers qui peut intoxiquer les poulets en élevage si des concentrations

élevées sont atteintes et aussi de valoriser ce gaz pour produire des engrais chimiques tels que le sulfate d'ammonium qui est exploitable dans la fertilisation des sols agricoles.

3.5.1 Détermination de $Q_{NH_3, \text{échappée}}$ et $Q_{NH_3, \text{traitée}}$

Afin de calculer la quantité d'ammoniac à la sortie de l'unité $Q_{NH_3 \text{out}}$, admettant que le rendement global de procédé de lavage peut s'écrire comme suit (Lara Jane S Hadlocon, Soboyejo, Zhao, & Zhu, 2014) :

$$\eta = \frac{Q_{NH_3, \text{à traiter}} - Q_{NH_3, \text{échappée}}}{Q_{NH_3, \text{à traiter}}} \times 100 \quad (3.10)$$

Ce qui donne :

$$Q_{NH_3, \text{échappée}} = Q_{NH_3, \text{à traiter}} \times \left(1 - \frac{\eta}{100}\right) \quad (3.11)$$

Avec,

$Q_{NH_3, \text{à traiter}}$ et $Q_{NH_3, \text{échappée}}$: Quantités journalières à l'entrée et à la sortie respectivement, kg/jr.

Puis, sachant $Q_{NH_3, \text{à traiter}}$ et $Q_{NH_3, \text{échappée}}$ la quantité d'ammoniac traitée peut être déterminée à partir du rendement empirique, qui est simplement la différence entre $Q_{NH_3, \text{à traiter}}$ et $Q_{NH_3, \text{échappée}}$ comme le montre l'équation suivante :

$$Q_{NH_3, \text{traitée}} = Q_{NH_3, \text{à traiter}} - Q_{NH_3, \text{échappée}} \quad (3.12)$$

Avec,

$Q_{NH_3, \text{traitée}}$: Quantité journalière traitée d'ammoniac, kg/jr.

Les équations (3.11) et (3.12) permettent de tracer la variation des quantités d'ammoniac échappées et traitées suivant le rendement empirique tout le long du cycle d'élevage comme le

montre la Figure 3.5. De plus, les quantités étudiées représentent uniquement 25 000 têtes (un étage).

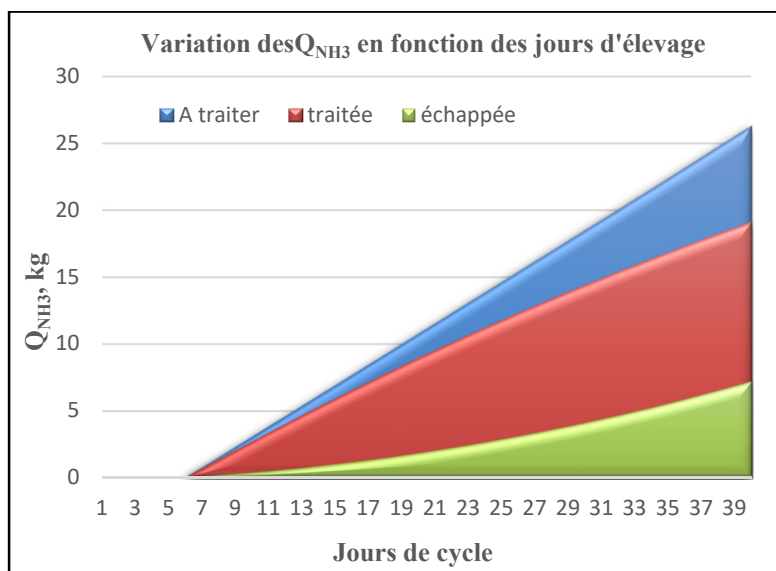


Figure 3.5 Suivi des Q à traiter, Q traitées et Q échappées le long d'un cycle

Il est évident que plus les poulets sont âgés, plus ils produisent de NH_3 et cela se traduit dans la quantité croissante de NH_3 à traiter pour se débarrasser de l'excès à l'intérieur du poulailler. En effet, et selon les résultats de rendement empirique, plus la concentration de NH_3 est élevée, plus l'efficacité de lavage est faible ce qui augmente par conséquent la quantité échappée c'est-à-dire non traitée et évacuée dans l'atmosphère. Cette quantité est presque négligeable au début de l'élevage, mais elle devient de plus en plus significative vers la fin de cycle et peut atteindre les 7 kg par étage pour des quantités de NH_3 à traiter et traitées de 26 kg et 19 kg respectivement.

3.5.2 Accumulation des Q_{NH_3} , à traiter, Q_{NH_3} , traitée et Q_{NH_3} , échappée

Afin d'évaluer les quantités annuelles totales Q_{NH_3} , à traiter, Q_{NH_3} , traitée et Q_{NH_3} , échappée, il faut calculer l'accumulation annuelle de ces différents paramètres pour la totalité de population. L'accumulation est calculée en faisant additionner la quantité de NH_3 le jour j avec celle de $j-1$ comme le montre l'équation suivante :

$$Acc^j = Q_{NH_3}^j + Acc^{j-1} \quad (3.13)$$

Avec,

Acc^j : Accumulation de Q_{NH_3} le jour j , kg

$Q_{NH_3}^j$: Q_{NH_3} le jour j , kg

Acc^{j-1} : Accumulation de Q_{NH_3} le jour $j-1$, kg

En appliquant l'équation (3.13), il est possible de produire l'accumulation cyclique des différentes quantités comme le montre la Figure 3.8.

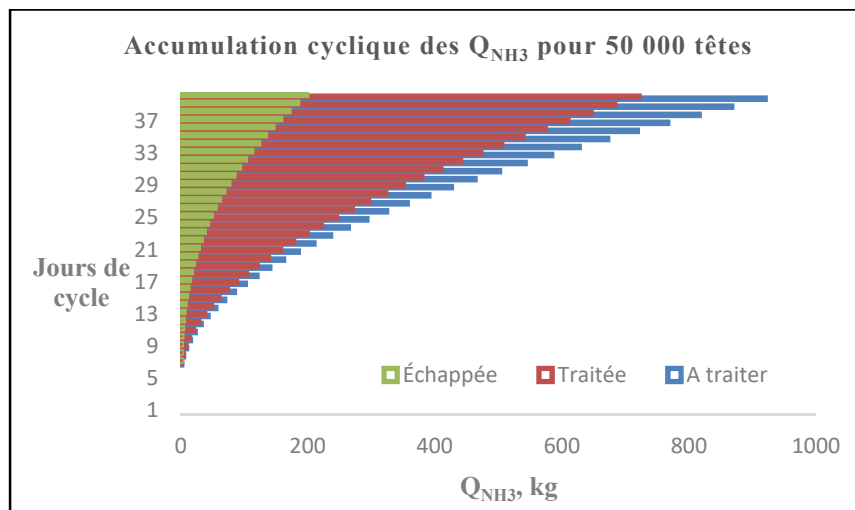


Figure 3.6 Accumulation cyclique des Q_{NH_3}

Pour déterminer les accumulations annuelles totales, il faut multiplier les quantités cycliques par 7 puisqu'une année d'élevage est composée de 7 cycles.

En se basant sur les données de la Figure 3.8, il est possible de calculer les différentes quantités de NH_3 qui sont résumées dans le Tableau 3.5.

Tableau 3.4 Résumé des données de Q_{NH_3} accumulées

	Q_{NH_3} , à traiter	Q traitée	Q échappée	η_{global}
Q cyclique	920 kg	721 kg	199 kg	$\eta_{\text{global}} = \frac{Q_{\text{NH}_3, \text{traitée}}}{Q_{\text{NH}_3, \text{à traiter}}} =$ $\frac{5,1}{6,5} \times 100 = 78.5 \%$
Q annuelle	6 440 kg	5 047 kg	1 393 kg	
Q annuelle, généralisé	6,5 t	5,1 t	1,4 t	

La quantité d'ammoniac réellement traitée est de 5,1 t NH_3 /an pour une quantité totale qui doit être traitée de 6,5 tonnes/an, ce qui donne un rendement réel global de 78,5 %. De plus, afin de généraliser la situation et vu que les masses annuellement générées et à traiter sont presque les mêmes c'est-à-dire assimilant que toute la quantité générée sera la même quantité qui doit être traitée ce qui donne $Q_{\text{NH}_3, \text{à traiter}} = 6,5 \text{ tNH}_3/\text{an}$ comme le montre le Tableau 3.5. Une fois quantifiée l'ammoniac réellement traitée, il faut procéder à l'évaluation de la production d'engrais chimique.

3.5.3 Quantification de la production du sulfate d'ammonium : Engrais chimique

Le suivi de la production du sulfate d'ammonium est calculé suivant l'équation (3.14). En effet, en se basant sur l'équation (3.7) :

$$\frac{1}{2} n(\text{NH}_3) = n((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4), \text{ et par suite } \frac{1}{2} \frac{m_{\text{NH}_3}}{M_{\text{NH}_3}} = \frac{m_{(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}}{M_{(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}}, \text{ ce qui permet d'écrire :}$$

$$m_{(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4} = \frac{1}{2} \frac{m_{\text{NH}_3} \times M_{(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4}}{M_{\text{NH}_3}} \quad (3.14)$$

Avec,

$n((NH_4)_2SO_4)$: Nombre de moles du sulfate d'ammonium, moles

$m_{(NH_4)_2SO_4}$: Masse du sulfate d'ammonium, g

$M_{(NH_4)_2SO_4}$: Masse molaire du sulfate d'ammonium qui vaut à 132 g/mol

Le suivi de la production journalière d'engrais en fonction de la quantité de NH_3 traitée est fait selon l'équation (3.14). Les profils de variation sont représentés dans la Figure 3.9.

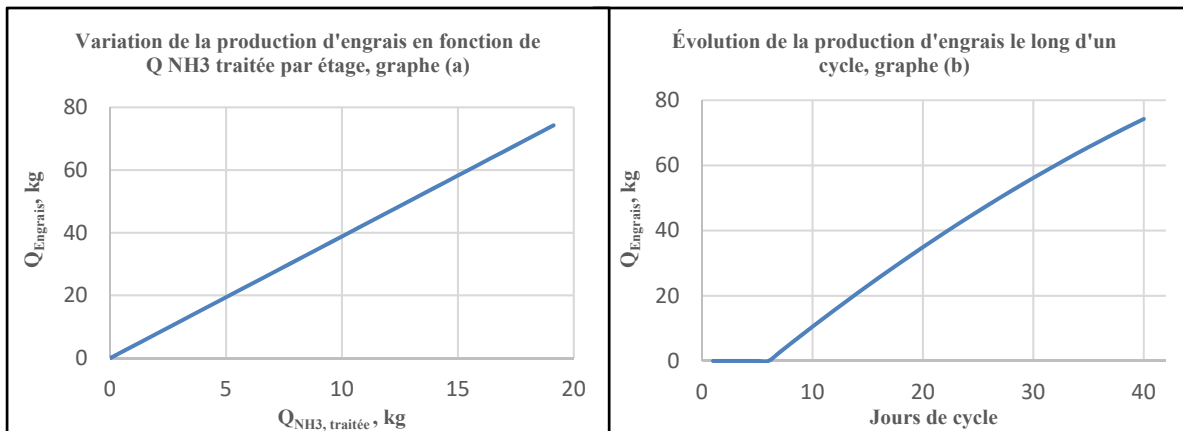


Figure 3.7 Variation de la production d'engrais en fonction de Q_{NH3} traitée, graphe (a) et en fonction des jours de cycle, graphe (b)

La Figure 3.9 présente deux graphes : le graphe (a) qui expose la variation de la production d'engrais en fonction de $Q_{NH3, traitée}$ et le graphe (b) qui présente la même variation, mais en fonction des jours d'élevage.

En outre, la variation du graphe (a) suit une loi linéaire et la courbe est en croissance permanente. Par contre, selon le graphe (b), la production d'engrais est nulle durant les 6 premiers jours d'élevage et elle commence à augmenter linéairement du jour 7 jusqu'à la fin de cycle pour atteindre une production de près de 75 kg d'engrais par étage vers le 40^e jour pour une Q_{NH3} traitée de 19 kg.

3.5.4 Accumulation d'engrais chimique

Le même principe d'accumulation s'applique sur la quantité d'engrais qu'auparavant sur celle de la quantité de NH_3 traitée. En appliquant l'équation (3.13) pour le cas de l'engrais chimique, le profil d'accumulation cyclique d'engrais est ainsi généré comme le montre la Figure 3.11.

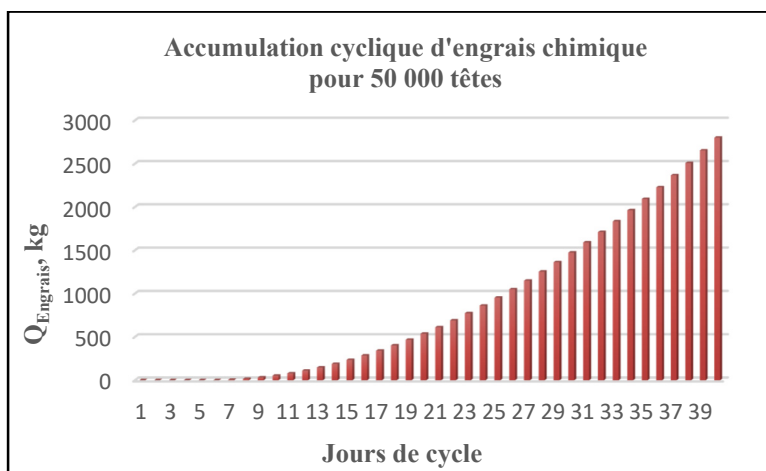


Figure 3.8 Évolution de l'accumulation cyclique d'engrais chimique

L'accumulation de sulfate d'ammonium augmente tout le long de cycle d'élevage. En effet, plus la production de l'ammoniac est importante plus la demande de lavage est importante et par suite une production d'engrais plus élevée.

De plus, avec une population de 50 000 têtes la production est estimée à 2 800 kg de sulfate d'ammonium par cycle. Et étant donné qu'une année d'élevage vaut à 7 cycles, la quantité d'engrais annuellement générée peut être estimée. Cette quantité est estimée à **19,6 t/an**.

3.6 Synthèse du chapitre

Le présent chapitre comporte trois grandes parties :

- Dans la première partie, les dimensions globales et les conditions opératoires sont étudiées;
- Dans la deuxième partie, le rendement d'épurateur est traité, en se basant sur un modèle empirique développé par une référence de base dans ce projet;
- Dans la troisième partie, la consommation annuelle d'acide est estimée;
- Dans la quatrième partie, la consommation annuelle d'énergie est établie;
- Et finalement, dans la cinquième partie, la production d'engrais chimique et l'accumulation annuelle sont abordés.

Le prochain chapitre présente une étude technico-économique sommaire du projet.

CHAPITRE 4

ÉTUDE TECHNICO-ECONOMIQUE DU PROCÉDÉ DE LAVAGE HUMIDE PAR PULVÉRISATION ACIDE

Cette section permet de proposer un premier estimé de la faisabilité économique de l'implantation du procédé dans un bâtiment avicole. Aucune méthode d'analyse économique particulière n'est employée pour estimer la Valeur Actuelle Nette (VAN) ou la Période de Retour sur l'Investissement (PRI), par exemple. Ce chapitre présente un estimé simple de la viabilité économique de l'appareil proposé au domaine de l'aviculture.

4.1 Estimation du coût en solution de lavage

Le prix de vente de l'acide sulfurique à 95 % et à une molarité de 18 M sur le marché canadien est d'environ 50 ¢/kg et sachant que la densité de l'acide sulfurique est de 1,83 kg/L soit 92 ¢/L. Une soumission téléphonique est faite avec un fournisseur de produit chimique (Groupe Somavrac) a permis d'obtenir 1 \$/L. Une négociation du prix unitaire à 0,5 \$/L contribue notamment à réduire les charges liées à la consommation d'acide à la moitié. Finalement, le prix 0,5 \$/L est considéré pour l'estimation des dépenses. Par conséquent, les dépenses annuelles totales d'acide nécessaire pour le traitement sont de **5 775 \$/an.**

Au Québec et selon les statistiques de 2018, le tarif de l'eau destinée pour l'industrie est de 2,5 \$/1 000 m³. Dans le cas présent, il faut annuellement 1 900 m³/an pour la totalité du poulailler, le prix annuel total de l'eau est donc négligeable, soit $\approx$ **5 \$/an.**

Les dépenses annuelles totales liées à la consommation de la solution de lavage pour la totalité du poulailler sont de l'ordre de **5 780 \$/an.**

4.2 Estimation du coût en électricité

Selon les données de l'année 2020 déclarées par Hydro-Québec, la structure du tarif DP est représentée dans le Tableau 4.1 (Hydro-Québec, 2019).

Tableau 4.1 Structure du tarif DP

Structure du tarif DP	Prix
Prix de l'énergie pour les premiers 1 200 kWh/mois	5,88 ¢/kWh
Prix de l'énergie pour le reste de l'énergie consommée	8,94 ¢/kWh
Prix de la puissance au-delà de 50 kW, en période d'hiver	6,21 \$/kW
Prix de la puissance au-delà de 50 kW, en période d'été	4,59 \$/kW

Les dépenses liées à l'appelle de puissance sont supposées payées ailleurs par les ventilateurs déjà installées aussi bien que les premiers 1 200 kWh. Par conséquent, le prix de l'énergie considéré dans ce cas est limité à 0,0894 \$/kWh. Finalement, les dépenses en électricité liées à la consommation des pompes sont présentées dans le Tableau 4.2.

Tableau 4.2 Dépenses électriques annuelles des pompes

Consommation annuelle	Dépenses annuelles
127 800 kWh	$127\,800 \times 0,0894 \text{ \$}/\text{kWh} = \mathbf{11\,425 \text{ \$}/\text{an}}$

4.3 Coût de l'unité

Le prix de l'unité de lavage varie dans le marché entre les fournisseurs. En effet, plusieurs soumissions ont été faites pour avoir l'offre la plus adéquate de point de vue prix et le nombre d'unités requises pour traiter le débit demandé. Ces soumissions sont faites en se basant sur les paramètres de design précédemment fixés. L'offre choisie est celle de l'entreprise américaine

HEE-DUALL qui a offert la proposition suivante : deux unités de 60 000 CFM chacune c'est-à-dire une unité par étage. Les caractéristiques techniques des unités sont disponibles dans l'Annexe V (Jordan, 2020).

Le prix total suggéré par le fournisseur sélectionné comprenant tous les équipements nécessaires est de l'ordre de 625 000 \$US $\approx$ **875 000 \$CAD**. A ce prix, les deux unités sont livrées, installées et démarrées et viennent avec des équipements supplémentaires en cas de panne.

4.4 Engrais chimique (sulfate d'ammonium)

Le procédé de lavage humide par pulvérisation acide produit le sulfate d'ammonium à l'état liquide. Il est commercialisé sous plusieurs formes à savoir la forme liquide ou granulée ou encore la forme poudre avec différentes concentrations et puretés.

Il est vrai que le produit de lavage contient de l'eau et certaines impuretés. Pour cela, un traitement ultérieur est nécessaire ainsi qu'un séchage pour éliminer l'eau si la forme solide est souhaitable. Pour le cas étudié, l'engrais produit peut-être vendu sous forme liquide utilisée dans l'épandage, soit il est vendu à l'industrie correspondante pour le traiter et l'emballer.

En outre, et selon Daye (2020), le prix moyen d'une tonne de sulfate d'ammonium reporté au *North Carolina* aux États-Unies en mois de septembre 2020 est de l'ordre 402 \$US équivalent à 563 \$CAD. De plus, vu la non-disponibilité des prix d'engrais aux publiques au Canada et sachant que les prix sont très semblables entre les États-Unies et le Canada, la soumission donnant 563 \$CAD/tonne est prise comme prix unitaire. De cette façon-là, la vente d'engrais peut générer près de **11 035 \$** chaque année.

4.5 Revenus sur l'augmentation du prix

Admettant que l'éleveur décide d'augmenter le prix de vente de 0,5 \$/kg et sachant que le poids commercial moyen d'une poule est de 2,3 kg. Par conséquent, pour 350 000 têtes élevées annuellement, les revenus sur l'augmentation du prix sont estimés à **402 500 \$/an.**

4.6 Impact environnemental

Selon les calculs faits par le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 1 % d'un kilogramme d'azote volatilisé se trouve sous la forme N₂O c'est-à-dire 10 grammes de N₂O se forment dans l'air (Cecile De Klein, 2006). Ces quantités paraissent négligeables, mais leurs pouvoirs de réchauffement sont importants ayant un impact environnemental de 4,7 kg éqCO₂/kg de N volatilisé. De plus, le pouvoir réchauffant de N₂O est 300 fois plus important que celle de CO₂.

L'impact environnemental de 5,1 t NH₃ annuellement traité est calculé dans ce que suit.

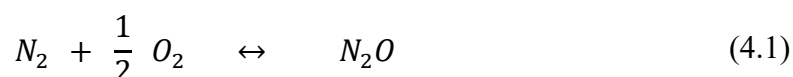
La quantification de la production de N₂O par voie directe est seulement considérée. C'est-à-dire par volatilisation de NH₃ dans l'air provenant en totalité des émissions de poulets en élevage dans les poulaillers. Il est ainsi important de savoir les différentes méthodologies de calculs existantes dans la littérature. En effet, il existe des études sur les différents modes d'émission de N₂O à savoir la voie indirecte basée sur la lixiviation de l'ion ammonium accompagné des transformations microbiennes aboutissant à des nitrates dans la profondeur du sol. Ce mode est significatif dans les surfaces agricoles lors de l'épandage des engrais chimiques à base d'azote. C'est pour cette raison que seulement le N₂O provenant de la volatilisation de NH₃ dans les poulaillers est pris en considération.

La détermination de la quantité d'azote volatilisé totale à partir de la quantité annuelle traitée est calculé comme suit : la masse de N dans la molécule de NH₃ représente $\frac{14 \text{ g/mol}}{17 \text{ g/mol}} = 82 \%$ de la masse totale, et donc pour une quantité de 5,1 t de NH₃, la quantité de N volatilisée est de $5,1 \text{ t} \times 82 \% = \mathbf{4,18 \text{ t N/an.}}$

Comme il est déjà susmentionné, le pouvoir de 1 kg de N volatilisé équivaut à 4,7 kg eqCO_2 , et par suite, considérant une quantité annuelle de N volatilisé de 4,18 t cela est équivalent à **19,6 t eqCO_2/an .**

En outre, sur 1 kg de N volatilisé 10 g se trouve sous la forme de N_2O , c'est-à-dire pour 4,18 t de N volatilisé on obtient 42 kg N- N_2O . Et afin de déterminer la quantité de N_2O , le calcul est comme suit :

La réaction chimique de formation de N_2O est la suivante :



À partir de cette réaction :

$$n(\text{N}_2) = \frac{m(\text{N}_2)}{M(\text{N}_2)} = n(\text{N}_2\text{O}) = \frac{m(\text{N}_2\text{O})}{M(\text{N}_2\text{O})}, \text{ et par suite } m(\text{N}_2\text{O}) = \frac{M(\text{N}_2\text{O})}{M(\text{N}_2)} \times m(\text{N}_2)$$

$$m(\text{N}_2\text{O}) = \frac{44 \text{ g/mol}}{28 \text{ g/mol}} \times 42 \text{ kg} = \mathbf{66 \text{ kg N}_2\text{O/an}}$$

Sachant que le pouvoir réchauffant du protoxyde d'azote est 300 fois plus grave que celle de CO_2 alors, 66 kg $\text{N}_2\text{O/an}$ est équivalent à **19,8 t eqCO_2/an .**

Le calcul par les deux approches donne des résultats très proches, mais prenant par la suite une valeur moyenne de **19,7 t eqCO_2/an .**

❖ Perspectives du projet

Selon le manufacturier, la durée de vie des unités est estimée à environ 25 ans d'opération et admettant qu'en 2016, le prix de réduction de 1 t eqCO_2 est estimé à 50 \$ selon Bagnoli (2016). Les perspectives de l'investissement sont représentées dans la Figure 4.2.

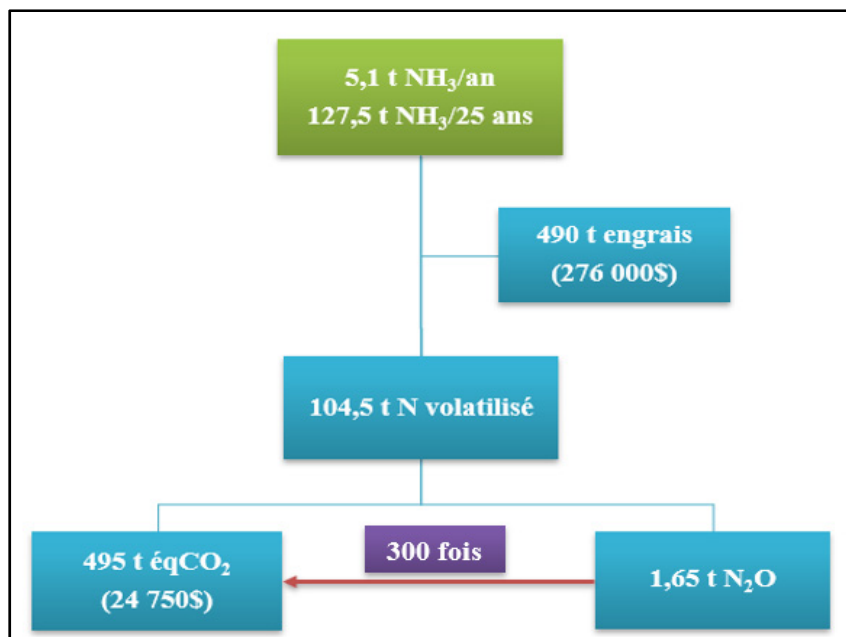


Figure 4.1 Diagramme de perspectives du projet sur 25 ans

4.7 Subventions

Dans le cadre de lutte contre les changements climatiques, le gouvernement de Québec réserve chaque année des fonds pour financer des projets verts. Transition Énergétique Québec (TEQ) assure le programme Éco Performance qui vise à réduire les émissions de GES et de rendre efficace la consommation énergétique des entreprises en finançant des projets écologiques. Ce programme permet de limiter la consommation des combustibles fossiles et améliorer l'efficacité énergétique des procédés industriels. En effet, le gouvernement de Québec dans son budget de 2020-2021 a réservé **1,3 milliard de dollars** pour financer le programme Éco Performance d'ici le 31 mars 2026. (Écotech-Québec, 2020). Ce programme comporte plusieurs volets qui soutiennent les projets réduisant les émissions des GES. Le volet le plus intéressant pour cette étude est le volet d'implantation qui offre jusqu'à 10 M\$ par site annuellement pour les petits et les moyens consommateurs d'énergie. Cette aide financière est accordée à 125 \$/t_{eq} CO₂ transformé. Sachant que le site étudié transforme environ

5,1 tNH₃/an, cette quantité d'ammoniac libérée est équivalente à 19,7 téq CO₂/an. De cette façon-là, les subventions accordées à ce volet sont de l'ordre de $19,7 \times 125 \$ = 2\,463 \$/\text{an}$.

En outre, selon la Transition Énergétique (2020), toute entreprise industrielle au Québec pourrait s'inscrire à la certification ISO 50001 à partir du 1^{er} Avril 2019. Cette norme permet aux industrielles de demander des bonifications de 40 \$ à 50 \$/téq CO₂ traité ou réduit par un procédé propre et vert (Transition Énergétique, 2020). Par conséquent, les aides financières liées à la certification ISO 50 001 sont de l'ordre de $19,7 \times 50 \$ = 985 \$/\text{an}$.

Les subventions totales accordées à ce projet sont de **3 450 \$/an**.

4.8 Analyse économique

Pour étudier la rentabilité de ce procédé, la synthèse des dépenses et des profits annuels associés à l'élevage de 350 000 têtes est présentée au Tableau 4.3.

Tableau 4.3 Répartition des dépenses et des profits annuels du projet

Dépenses annuelles		Capital initial	Profits annuels		
Solution de lavage	Électricité	Coût des unités	Revenus de vente	Vente d'engrais	Éco-Performance
5 780 \$	11 425 \$	875 000 \$	402 500 \$	11 035 \$	3 450 \$

Cette analyse économique comporte un calcul simplifié de la valeur actuelle nette VAN et de la période de retour sur l'investissement PRI.

4.8.1 La valeur actuelle nette VAN

L'une des mesures économiques adoptées pour déterminer la rentabilité d'un projet est la valeur actuelle nette (VAN). Ce critère indique que le projet est rentable lorsqu'il est positif et

lorsqu'il est négatif il désigne la non-rentabilité du projet. Selon Adusumilli, Davis, et Fromme (2016), la VAN est calculée comme suit :

$$VAN = -C + \sum_{p=1}^N \frac{CF}{(1 + \frac{t}{100})^p} \quad (4.2)$$

Avec,

C : Capital initial investi

N : Nombre d'années de l'investissement et peut-être la durée de vie de l'unité qui est entre 20 et 30 ans soit une durée de vie moyenne de 25 ans.

p : Compteur d'année

CF : Le flux net de trésorerie ou encore l'écart entre les recettes et les dépenses, \$

t : Taux d'actualisation

Afin de calculer la valeur actuelle nette, il faut tout d'abord calculer les flux nets de trésorerie. Ces flux sont simplement les revenus nets de l'exercice et ils sont calculés comme suit :

$$CF_i = 402\,500 \$ + 3\,450 \$ + 11\,035 \$ - 11\,425 \$ - 5\,780 \$ = \mathbf{399\,780 \$}.$$

Considérant un capital initial d'investissement de 875 000 \$ qui correspond au coût de l'installation, un taux d'actualisation $t = 10\%$ et une durée de vie de l'installation $N = 25$ ans la VAN est calculée comme présenté dans les tableaux de l'Annexe VI, Tableau-A VI-1 et Tableau-A VI-2.

Le calcul de la VAN sur 25 ans donne une valeur de 2,75 M\$, ce qui fait que ce projet est très rentable. Cette rentabilité vient de ressources financières créées dans cette étude, à savoir les revenus issus de l'augmentation du prix de vente de kg de poulet qui permet notamment à rembourser les charges budgétaires liées au coût des unités en seulement 2 ans.

4.8.2 La période de retour sur l'investissement PRI

Selon Perez, Burtis, Hoff, Swanson, et Herig (2004), la période de retour sur l'investissement (PRI), est la période nécessaire pour rembourser la somme investie initialement. Ce paramètre

renseigne sur la faisabilité des projets et permet aussi de favoriser un projet par rapport à un autre. De plus, l'investisseur aura besoin de savoir au bout de quelle période de temps la somme versée sera complètement remboursée. La formule la plus classique utilisée pour calculer la PRI est la suivante :

$$PRI = \frac{\text{Investissement initial}}{\text{Profits annuels nets}} \quad (4.3)$$

Avec,

Investissement initial = Coût des unités = 875 000 \$

Profits annuels nets = Revenus – dépenses, \$

D'après le Tableau 4.3, les revenus annuels nets pour ce projet sont de l'ordre de 399 780 \$ et sachant que l'investissement initial du projet est de 875 000 \$, la PRI est calculée comme suit :

$$PRI = \frac{875\,000\ \$}{399\,780\ \$} = \mathbf{2,2\ ans.}$$

4.9 Situation de Québec

L'idée est d'estimer la quantité annuelle produite en NH₃ et de ses dérivées pour chaque catégorie d'entreprise puis pour la totalité d'éleveurs au Québec. Selon les statistiques les plus récentes sur la production de volailles au Québec pour l'année 2018, le nombre total de producteurs de poulets s'élève à 740 éleveurs (Institut de la statistique du Québec, 2019). Selon la même référence, le Québec comptait 744 éleveurs en 2017. Une répartition des entreprises et de la production annuelle du secteur de poulet au Québec selon la taille des entreprises est faite par la MAPAQ pour les années 2010, 2014 et 2017 (MAPAQ, 2019), cette répartition est présentée dans la Figure 4.3.

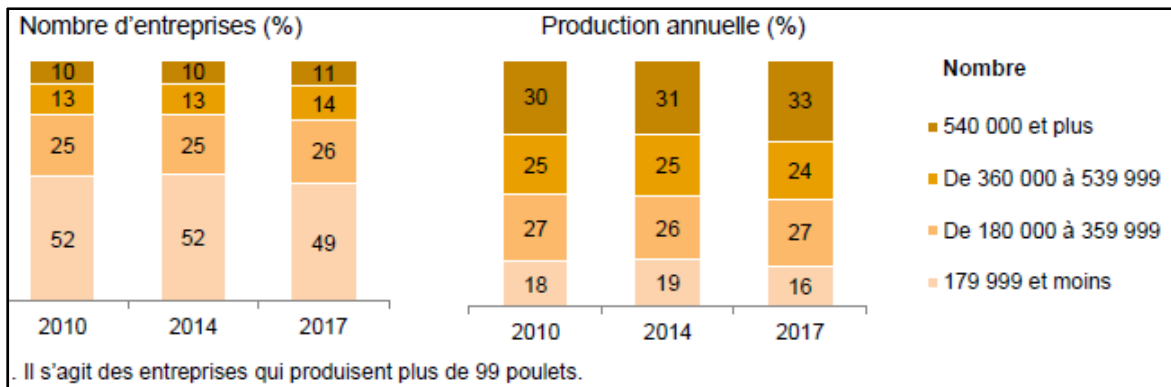


Figure 4.2 Répartition du nombre des fermes et de la production annuelle
Tirée de MAPAQ (2019, p. 17)

Considérant 744 fermes se trouvent au Québec en 2017 et sachant que le poulailler d'étude élève près de 350 000 poulets par an et produit jusqu'à 6,5 t NH_3 annuellement, dans ce cas il est classé dans la deuxième plus faible catégorie de point de vue, la taille de ferme selon les statistiques les plus récentes en 2017.

L'estimation de la production annuelle et du nombre d'entreprises pour chaque catégorie est faite selon les règles de trois des équations (4.4) et (4.5).

$$\begin{aligned} 350\,000 &\rightarrow 6,5\,t\,NH_3 \\ x &\rightarrow ? \end{aligned} \quad (4.4)$$

$$\begin{aligned} 744 &\rightarrow 100\,\% \\ y &\rightarrow ? \end{aligned} \quad (4.5)$$

Avec,

x : taille d'élevage pour chaque catégorie.

y : nombre d'éleveur pour chaque catégorie.

Le Tableau 4.4 résume les résultats d'estimation précédemment expliqués.

Tableau 4.4 Estimation du nombre d'entreprises et de la production annuelle de NH₃ par catégorie au Québec

Catégories	Moyenne	Production t NH ₃ /an	Nombre d'entreprises	Production totale t NH ₃ /an
99-179 999	90 049	1,67	49 % = 365	610
180 000 - 359 999	270 000	5	26 % = 193	965
360 000 - 539 999	450 000	8,36	14 % = 104	870
540 000 et plus	540 000	10	11 % = 82	820
Pour 744 éleveurs, la production totale est de 3 265 t NH ₃				

Considérant un rendement moyen du procédé de lavage précédemment calculé de 78,5 %, pour une quantité totale de NH₃ émise de 3 265 t en 2017, la quantité réellement traitée est estimée à 2 563 t. Le Tableau 4.5 résume la situation de Québec en 2017.

Tableau 4.5 Récapitulation pour la situation de Québec

NH ₃ total	NH ₃ traité	N volatilisé	N ₂ O	Impact environnemental	Sulfate d'ammonium
3 265 t	2 563 t	2 102 t	33 t	9,9 kt éq CO ₂ (495 000 \$)	9,85 kt d'engrais (5,5 M\$)

Comme le montre le Tableau 4.5, pour 744 éleveurs, le Québec produisait près de 3,3 kt de NH₃ en 2017 générant environ 33 t de N₂O responsables d'un impact environnemental de près de 10 kt éqCO₂. Cet impact est équivalent à l'émission de 1 042 personnes de CO₂ (9,5 t CO₂/habitant/an) selon les statistiques de 2016 (MERN, 2019).

4.10 Synthèse du chapitre

Ce présent chapitre a traité en premier lieu des estimés de dépenses en matière de consommation (solution de lavage), en électricité et aussi le coût des unités à implanter. Ces dépenses semblent lourdes surtout pour le coût des unités. En deuxième lieu, les profits dégagés de la vente de sulfate d'ammonium ont été évalués. Ensuite, chercher les subventions liées au programme éco-performance du gouvernement du Québec. Finalement, une augmentation de 0,5 \$/kg dans le prix de vente de poulet pourrait équilibrer la balance entre les dépenses et les revenus pour le cas d'étude.

Aussi, l'étude de la situation de Québec montre l'impact des GES émises dans l'environnement en 2017, chose qui encourage le gouvernement à ne plus négliger les émissions ammoniacales en lançant des nouvelles législations limitant le dégagement de ce gaz aussi bien que sa valorisation.

CONCLUSION

L'objectif principal de ce projet était d'étudier l'application de procédé de lavage humide par pulvérisation acide (LHPA) pour traiter l'ammoniac produit dans le poulailler étudié et aussi de chercher une voie de valorisation écologique des produits de ce procédé.

Deux méthodes ont été utilisées pour estimer les émissions totales de poulailler étudié : méthode de l'EPA et une deuxième autre méthode. Les résultats d'estimation étaient plus au moins différents à cause de la méthodologie éloignée entre les deux approches, cependant, pour le reste de travaux, les résultats de la deuxième approche ont été adoptées, car elle assure un suivi journalier de l'ammoniac émit et donc une précision élevée tout en sachant que le poulailler concerné élève près de 350 000 oiseaux par an avec une accumulation annuelle de 6,5 tNH₃.

De plus, en se basant sur les normes de salubrité de l'élevage de poulets qui recommande une limite supérieure de 15 ppm de NH₃ qui sont permises à l'intérieure de poulailler, aussi une détermination de la ventilation nécessaire pour dégager l'excès a été faite, afin de maintenir un bon climat d'élevage et pour préserver la santé des oiseaux. À partir des résultats de ventilation, la détermination de la capacité des unités de lavage à installer a été calculé, en effet, une unité par étage de capacité de traitement de 60 000 CFM pour chacune a été proposé. En outre, et malgré l'absence des données réelles, l'élaboration théorique d'une base de données cyclique ainsi qu'annuelle comportant un suivi journalier des émissions de NH₃ et des données de ventilation a été faite.

L'étude de rendement du procédé a donné une efficacité cyclique moyenne de 81,3 % et un rendement annuel global de 78,5 %. Ce dernier donne une capacité pour traiter annuellement 5,1 tNH₃ et pour produire près de 19,6 tonnes de sulfates d'ammonium. Un estimé de consommation de la solution de lavage et de l'électricité a été aussi élaboré.

L'étude technico-économique a permis d'estimer les coûts relatifs à la consommation de la solution de lavage qui sont environ 5 780 \$/an, les dépenses électriques liées aux pompes sont de l'ordre de 11 425 \$/an ainsi que le coût des unités à installer qui est près de 875 000 \$. En

effet, cette technologie s'agit de lourdes installations et qui coûte chère. Pour cela, une les revenus sur l'augmentation du prix de vente de 0,5 \$/kg de poulet pourrait générer près de 402 500 \$/an. La vente de l'engrais génère annuellement environ 11 260 \$ plus les subventions d'éco-performance (3 450 \$/an).

Il s'est avéré que l'impact environnemental de NH_3 et de ses dérivés en termes de GES reste quantitatif sachant que l'un des dérivés qui est le N_2O qui, même s'il existe en faible quantité son impact environnemental est environ 300 fois plus grave que le CO_2 . Autrement dit, sans traitement, et durant 25 ans le rejet total est près de 1,65 t N_2O dans l'atmosphère qui sont équivalentes à 495 téq CO_2 qui représente un danger significatif.

Finalement, une petite analogie est faite pour étudier la situation de Québec, en effet, pour 744 éleveurs en 2017 une accumulation de 9,9 kt éq CO_2 et sachant que le coût moyen dépensé pour le captage et le stockage d'une tonne de CO_2 est environ 50 \$. Par conséquent, le traitement de la quantité totale coûte environ 495 000 \$. De plus, des revenus importants pourront s'accumuler suite à la vente de 9,85 kt d'engrais pour 5,5 M\$.

Pour conclure, l'utilisation des épurateurs est en croissance intensive ces dernières années surtout en Europe (Pays-Bas, Allemagne et Danemark), (R. W. Melse, Ogink, & Rulkens, 2009), cela prouve que même si les coûts de fabrication et d'opérations sont élevés, cette technique reste viable si des stratégies d'implantation seront mises en place pour améliorer la rentabilité de ce projet.

RECOMMANDATIONS

Les résultats obtenus dans ce projet de maîtrise ont prouvé l'efficacité du procédé de lavage humide par pulvérisation acide à traiter l'ammoniac pour des concentrations moyennement élevées. Il est donc important et intéressant de fournir quelques recommandations basées sur l'expérience acquise dans ce sujet pour la continuité de recherche. On recommande alors :

- **La mise en place des capteurs ou des sondes de NH_3 pour prendre des mesures exactes et pour faire le *monitoring* des émissions ammoniacales.** En effet, devant la non-disponibilité d'une base de données contenant des enregistrements des émissions réelles de NH_3 et l'impossibilité d'installer des sondes de mesure, des approches théoriques d'estimation pour la quantification des émissions journalières du poulailler étudié ont été utilisées.
- **D'enregistrer et de fournir les données de ventilation réelles.** Similairement à l'estimation des émissions de NH_3 , l'estimation des données de ventilation et la détermination de la capacité des unités à installer sont basées sur des corrélations et des approches théoriques.
- **De diminuer les coûts d'opération.** Devant un investissement de cette grandeur, il est nécessaire de négocier les prix de consommables et des équipements dès le début pour alléger les charges financières et assurer la viabilité et la rentabilité du projet.

ANNEXE I

SCHEMA GLOBAL DE PROCÉDÉ DE SÉQUESTRATION DE L'AMMONIAC À PARTIR DES EFFLUENTS DE FERMENTATION

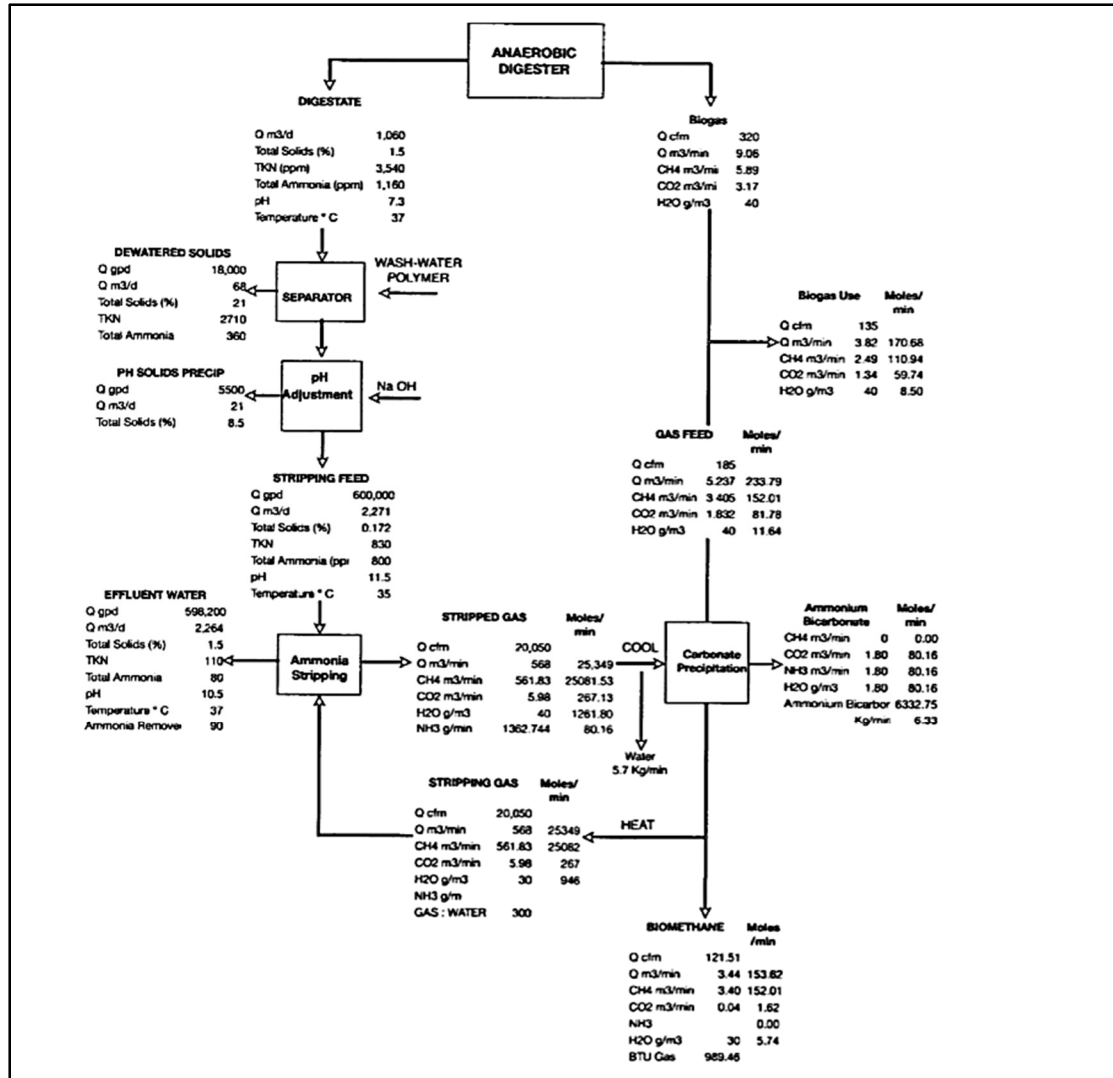


Figure-A I-1 Schéma de procédé de séquestration de l'ammoniac à partir des effluents de fermentation
Tirée de Burke (2010, p. 4)

ANNEXE II

SCHÉMA ÉCLATÉ D'UN ÉPURATEUR VERTICAL



Figure-A II-1 Schéma détaillé d'un épurateur vertical

Tirée de Tri-mer Corp (2013, p. 3)

ANNEXE III

FICHE TECHNIQUE POUR DES ÉPURATEURS SÉRIE SPT

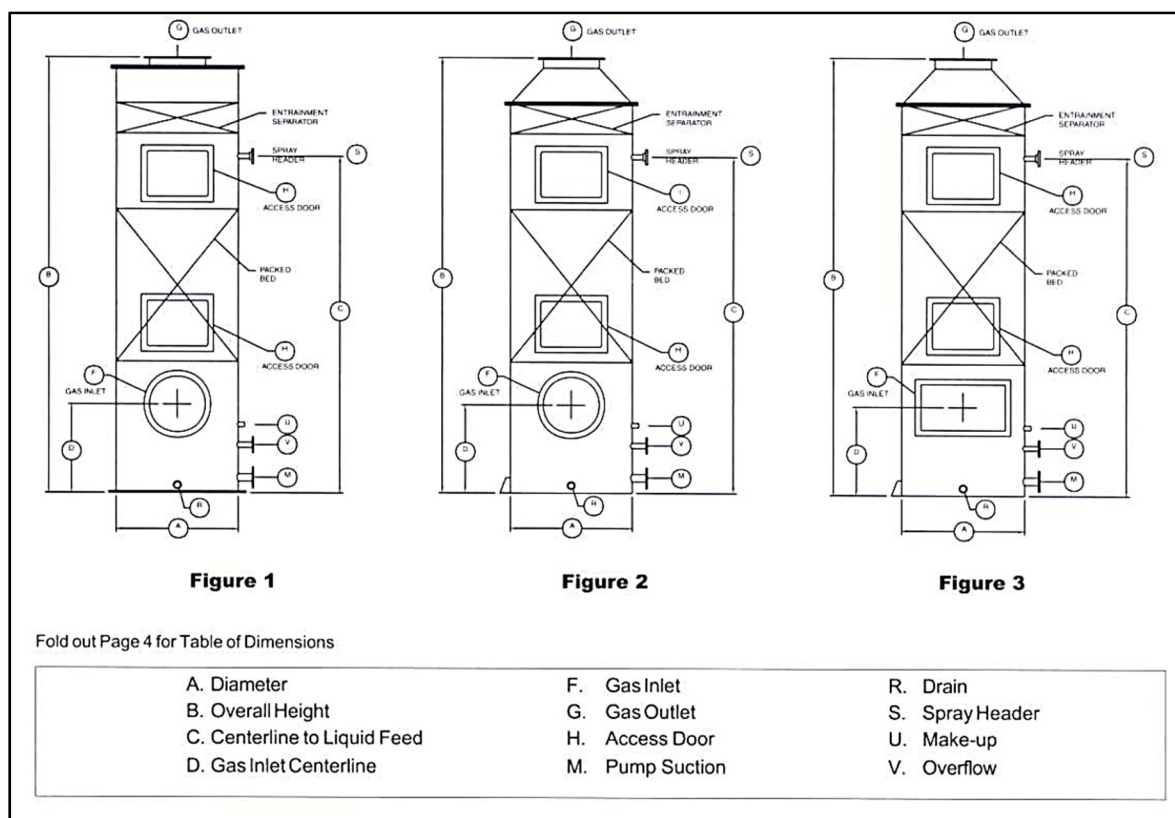


Figure-A III-1 Fiche technique des épurateur série SPT
 Reproduite avec l'autorisation de
 (Verantis-Ceilcote Air Pollution Control, 2020, p. 1)

TABLE OF DIMENSIONS

FIGURE 1

MODEL NO.	NORM CFM	MAX. CFM	PACKING DEPTH	GPM RATE	A	B	C	D	F	G	H ₂ O	M	S	U	V	DRY WT. LBS.	OPERATING WT. LBS.
SPT-12 -36"			36														
-60	350	350	60	4	12	114	85									75	170
-120			120			138	109	27	6	6	500	1 1/2	1/4	1/2	1	95	200
SPT-18 -36"			36													145	275
-60	900	1150	60	11	18	138	110	28	8	8	500	1 1/2	1	1/2	1	120	350
-120			120			198	170									160	390
SPT-24 -36"			36													255	545
-60	1600	2100	60	19	24	153	120	30	12	12	12X12	1 1/2	1 1/2	1/2	1 1/2	190	550
-120			120			213	180									240	640
SPT-30 -36"			36													365	865
-60	2500	3300	60	30	30	161	125	31	14	14	12X18	1 1/2	1 1/2	1/2	1 1/2	255	840
-120			120			221	185									330	975
SPT-36 -36"			36													510	1300
-60	3700	4750	60	43	36	163	126	33	16	16	18X18	2	2	1	2	360	1200
-120			120			223	186									460	1350
SPT-42 -36"			36													710	1800
-60	5000	6450	60	58	42	166	130	34	20	20	18X18	2	2	1	2	480	1620
-120			120			220	180									610	1870
SPT-48 -36"			36													930	2450
-60	6500	8450	60	75	48	168	133	35	22	22	18X24	3	3	1	2	600	2080
-120			120			232	193									740	2380

FIGURE 2

SPT-54 -36"			36														
-60	8300	10700	60	95	54	143	116									740	2610
-120			120			173	140	37	26	26	18X24	3	3	1	3	910	2980
SPT-60 -36"			36													1340	3010
-60	10200	13200	60	118	60	178	143	38	28	28	18X24	3	3	1	3	950	3250
-120			120			238	203									1170	3720
SPT-66 -36"			36													1720	4090
-60	12300	16000	60	143	66	181	147	39	30	30	18X24	4	3	1 1/2	3	1250	4000
-120			120			244	207									1440	4560
SPT-72 -36"			36													2100	5040
-60	14700	19000	60	170	72	191	153	41	34	34	18X24	4	3	1 1/2	3	1350	4710
-120			120			251	213									1650	5360

FIGURE 3

MODEL NO.	NORM CFM	MAX. CFM	PACKING DEPTH	GPM RATE	A	B	C	D	F ₂ F ₃	G	H ₂ O	M	S	U	V	DRY WT. LBS.	OPERATING WT. LBS.
SPT-84 -36"			36													1750	6270
-60	20000	25900	60	230	84	190	143	35	18x36	26	18x24	4	4	1 1/2	4	2150	7140
-120			120			250	203									3130	9330
SPT-96 -36"			36													2230	8500
-60	26000	33900	60	300	96	197	147	35	18x34	42	18x24	6	4	1 1/2	4	2730	9450
-120			120			257	207									3500	12460
SPT-108 -36"			36													3030	10840
-60	33000	42900	60	382	108	200	156	38	24x34	48	18x24	6	4	1 1/2	4	3680	12280
-120			120			269	216									5310	15800
SPT-120 -36"			36													3700	13750
-60	41000	53000	60	470	120	226	169	40	24x100	54	18x24	6	4	1 1/2	6	4480	15510
-120			120			286	229									6450	19930
SPT-132 -36"			36													4470	16130
-60	50000	64100	60	570	132	235	176	42	24x120	60	18x24	8	6	2	6	5400	18740
-120			120			296	236									7730	24540
SPT-144 -36"			36													5200	19670
-60	58000	76300	60	678	144	243	180	42	24x132	66	18x24	8	6	2	6	6290	22170
-120			120			309	240									9030	28440

*Using #1 Type-K Tellerette® Packing

Figure-A III-2 Fiche technique des épurateur série SPT (suite)
 Reproduite avec l'autorisation de
 (Verantis-Ceilcote Air Pollution Control, 2020, p. 4)

TABLE OF CONTAMINANTS

Contaminants	Type (See Note A)	SPT 36" packing depth (Low Efficiency) % Removal	SPT 60" packing depth (Medium Efficiency) % Removal	SPT 120" packing depth (High Efficiency) % Removal
Acetic Acid ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{H}$)	G&L	80-85	85-92	98-99
¹ Acetone (CH_3COCH_3)	G	65	90	97
² Aluminum Bright Dip	G&L	30-90	40-95	40-99
³ Amines (RNH_2)	G	90-95	99+	99.9+
⁴ Ammonia (NH_3)	G	90-95	99+	99.9+
Ammonium Hydroxide (NH_4OH)	L	85-90	93-99	99+
Ammonium Nitrate (NH_4NO_3)	S	85-90	93-99	99+
Anodizing Solutions	L	85-90	93-99	99+
Boric Acid (H_3BO_3)	L	80-90	95-98	99+
⁵ Bromine (Br_2)	G	90	97	99.95
Caustic (NaOH)	L	85-90	95-99	99+
⁶ Chlorine (Cl_2)	G	90	97	99.95
⁷ Chlorine Dioxide (ClO_2)	G	50-60	70-85	96
Chromic Acid (H_2CrO_4)	L	85-95	99	99+
Citric Acid	L	85-90	93-99	99+
Cyanide Salts	L	85-90	93-99	99+
⁸ Ethanol ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$)	G & L	80	93	98.5
Ethylene Oxide (ETO)	G	75	90	99
⁹ Formaldehyde (HCHO)	G & L	80-85	85-95	98-99
¹⁰ Formic Acid (HCO_2H)	G	85-90	93-99	99+
Hydrobromic Acid (HBr)	G & L	85-93	95-98	99.9-99.99
Hydrochloric Acid (HCl)	G, L	85-93	95-99	99.9-99.99
Hydrofluoric Acid (HF)	G	95	99	99+
Hydrogen Cyanide (HCN)	G	90	97	99.9
Isopropanol	G	70	91-92	98-99
Mercaptans (RSH)	G & L	90	97	99.9
¹¹ Methanol (CH_3OH)	G	70	91-92	98-99
¹² Methyl Sulfide	G	90	97	99.9
Nitric Acid (HNO_3)	L	85-90	93-99	99+
Nitrogen oxides (NO_x)	G	30-40	70	90
Oil Mists	L	85-90	95-98	99
Perchloric Acid	G	85-95	98-99	99+
Phenol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$)	G & L	80-90	90-95	98-99
Phosphate Salt Baths	L	85-90	90-99	99+
Phosphoric Acid (H_3PO_4)	L	85-90	90-99	99+
Silicon Tetrachloride (SiCl_4)	G	85-93	95-98	99.9+
Silicon Tetrafluoride (SiF_4)	G	95	99	99.9+
Sodium Chloride (NaCl)	S & L	85-90	90-99	99+
Sodium Hydroxide (NaOH)	L	85-90	90-99	99+
Sulfuric Acid (H_2SO_4)	L	85-90	98-99	99+
¹³ Sulfur Dioxide (SO_2)	G	85	95	99+
Urea (H_2NCONH_2)	S	85-90	90-99	99+
¹⁴ Hydrogen Sulfide (H_2S)	G	90	97	99.9

- NOTES: 1) NaOH scrubbing liquid required
 2) H_2SO_4 scrubbing liquid may be required
 3) Special scrubbing liquid required. Consult Celcote APC for recommendation.
 4) Consult Celcote APC if efficiencies or contaminants other than those shown are required.
 5) Consult Celcote APC
 6) Performance as shown is based upon gas and/or liquid droplets or solid particulate greater than 5 microns. If mists or particulates below 5 microns are present, consult Celcote APC.

NOTE A: G = Gas, L = Liquid particulate above 5 microns, S = Solid particulate above 5 microns

Information given is to be used as a guide only.

Figure-A III-3 Fiche technique des épurateur série SPT (suite)
 Reproduite avec l'autorisation de
 (Verantis-Celcote Air Pollution Control, 2020, p. 5)

ANNEXE IV

QUELQUES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SULFATE D'AMMONIUM

Tableau-A IV-1 Caractéristiques physico-chimique du sulfate d'ammonium

Physiques	
Caractéristiques	Spécifications
Aspect	Solide cristallin
Couleur	Blanc
Odeur	Inodore à légèrement ammoniaqué
Masse molaire	132,14 g/mol
pH	5-6
Inflammabilité	N'est pas inflammable
Explosivité	N'est pas explosif
Solubilité	Eau à 20°C : 754-767 g/L
Température de décomposition	>235 °C
Chimiques	
Caractéristiques	Spécifications
Teneur en azote	21 % du poids
Teneur en soufre	> 24 % poids (S) > 60 % poids (SO ₃)
Réactivité	Réagis avec les agents oxydants
Produit de décomposition	NH ₄ ⁺ , SO ₃ , NO _x

ANNEXE V

FICHE TECHNIQUE DES UNITÉS DE LAVAGE SÉLECTIONNÉES

HEE-Duall
A CECO Environmental Brand

Equipment Scope of Supply: (2) 60,000 ACFM Trains

Train Consists of:

A

Packed Tower ACIDScrubber-Duall Model PTS03-144 Complete with:

- Material of Construction: Heavy Duty Corrosion Resistant Polypropylene (PP)
- Spray Liquid Distributor: PP Nozzle(s)
- Plumbing: Schedule 80 CPVC
- Scrubbing Bed: High Efficiency Polypropylene Spherical Packing
- Mist Eliminator Bed: High Efficiency Polypropylene Spherical Packing
- Differential Pressure Gauge: Magnehelic
- pH Probe and transmitter
- Low Level Float
- Level Control Float
- Transitions: Inlet and Outlet
- Fresh water Rotameter
- Fresh Water Solenoid Valve
- Recirculation Pump: Fybroc Magnetic Drive 2530; 750 gpm with 30HP TEFC Motor
- Recirculation Sump: Self Contained

Exhaust Fans, Quantity, One (1)

- Model NH120 – 60,000 ACFM
- Heavy Duty PP
- FRP Coated Steel Wheel
- Inlet Flex Connector
- Outlet Transition
- 125 HP motor; 7" SP; TEFC Motor on Coated Carbon Steel base
- AMCA Certified Performance
- 0.075 lbs/ft³ Air Density

Interconnecting Duct, Transitions and Exhaust Stack

- Material of Construction: Heavy Duty Corrosion Resistant Heavy Duty PPP
- 54" Dia. Duct between scrubbers and inlet to fan and discharge to stack
- 30' Tall by 73" Dia. Stack
- Fan Inlet/Outlet Transitions
- Scrubber Inlet/Outlet Transitions

Control Panel

- NEMA 4X 316 stainless steel enclosure,
- Main non-fused disconnect with thru door rotary handle.
- Fuse blocks for Pumps.
- Fuse blocks for Fan
- Control power transformer with primary/secondary fusing (480 to 120)

Figure-A V-1 Fiche technique des unités de lavage issus de
la soumission faite chez HEE-Duall
Reproduite avec l'autorisation de (Jordan, 2020, p. 4)

ANNEXE VI

CALCUL DE LA VALEUR ACTUELLE NETTE

Tableau-A VI-1 Calcul de la VAN

Périodes	Calcul	Valeurs	Périodes	Calcul	Valeurs
1	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^1}$	363436.36	12	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{12}}$	127382.23
2	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^2}$	330396.69	13	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{13}}$	115802.03
3	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^3}$	300360.63	14	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{14}}$	105274.57
4	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^4}$	273055.12	15	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{15}}$	95704.15
5	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^5}$	248231.93	16	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{16}}$	87003.78
6	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^6}$	225665.39	17	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{17}}$	79094.34
7	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^7}$	205150.35	18	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{18}}$	71903.95
8	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^8}$	186500.32	19	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{19}}$	65367.22
9	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^9}$	169545.75	20	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{20}}$	59424.75
10	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{10}}$	154132.50	21	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{21}}$	54022.50
11	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{11}}$	140120.45	22	$\frac{399\,780}{(1+\frac{10}{100})^{22}}$	49111.36

Tableau-A VI-2 Calcul de la VAN (suite)

Périodes	Calcul	Valeurs	Périodes	Calcul	Valeurs
23	$\frac{399\,780}{\left(1+\frac{10}{100}\right)^{25}}$	44646.69	24	$\frac{399\,780}{\left(1+\frac{10}{100}\right)^{24}}$	40587.90
-----	-----	-----	25	$\frac{399\,780}{\left(1+\frac{10}{100}\right)^{25}}$	36898.09
$\sum_{p=1}^{25} \frac{399\,780}{\left(1+\frac{10}{100}\right)^p} = 3\,628\,819,06 \$$ Or $VAN = -C + \sum_{p=1}^N \frac{CF}{\left(1+\frac{t}{100}\right)^p}$ donc VAN = - 875 000 \$ + 3 628 819,06 \$ = 2,75 M\$					

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adusumilli, N., Davis, S., & Fromme, D. (2016). Economic evaluation of using surge valves in furrow irrigation of row crops in Louisiana: A net present value approach. *Agricultural Water Management*, 174, 61-65.
- Alex, S. (2015). LES CONTACTEURS MEMBRANAIRES: LES BÊTES DE SOMME DE L'EXTRACTION.
- Artyukhov, A., & Artyukhova, N. (2018). Utilization of dust and ammonia from exhaust gases: new solutions for dryers with different types of fluidized bed. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12. doi: [10.1007/s40201-018-0307-5](https://doi.org/10.1007/s40201-018-0307-5). Repéré à <https://doi.org/10.1007/s40201-018-0307-5>
- Ashtari, A. K., Majd, A. M. S., Riskowski, G. L., Mukhtar, S., & Zhao, L. (2016). Removing ammonia from air with a constant pH, slightly acidic water spray wet scrubber using recycled scrubbing solution. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 10(6). doi: 10.1007/s11783-016-0869-3
- Aviagen. (2009). *Ross broiler management MANUAL*.
- Bagnoli, P. (2016). *Émissions de gaz à effet de serre au Canada : progrès, perspectives et réductions*.
- Burke, D. A. (2010). *Brevet USA*.
- Carew, R. (2010). Ammonia emissions from livestock industries in Canada: Feasibility of abatement strategies. *Environmental Pollution*.
- Casey, K. D., Gates, R. S., Wheeler, E. F., Xin, H., Zajackowski, J. L., Topper, P. A., & Liang, Y. (2004). Ammonia emissions from Kentucky broiler houses during winter, spring, and summer. Dans *Proceedings of A&WMA's 97th Annual Conference & Exhibition: Sustainable Development: Gearing Up for the Challenge*.
- Cecile De Klein, R. S. A. N., Stephen Ogle, Keith A. Smith, Philippe Rochette, Thomas C. Wirth. (2006). Émissions de N₂O des sols gérés, et émissions de CO₂ dues au chaulage et à l'application d'urée. Dans *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (Vol. 4).

- Cobb-Vantress. (2011). *Guide d'élevage du poulet de chair Cobb*.
- CRSIST. (2006). Fiche technique , Ammoniac (NH₃). In C. d. l. É. ASSS Mauricie et Centre-du-Québec, CSSS de Trois-Rivières, CSSS Drummond (Éd.), (pp. 2).
- CSST. (2009). *Systèmes de réfrigération fonctionnant à l'ammoniac, Mesures de prévention* (n° 978-2-550-54034-2). Bibliothèque nationale du Québec: Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec.
- Daniel Mussatti, P. H. (2002). Wet Scrubbers for Particulate Matter. Dans *EPA AIR POLLUTION CONTROL COST MANUAL* (6 éd., pp. 33).
- Daye, K. (2020). *North Carolina Production Cost Report (Weekly)*. North Carolina Dept of Ag-USDA Market News Service, Raleigh NC: North Carolina Dept of Ag-USDA Market News Service, Raleigh NC. Repéré à http://www.ncagr.gov/markets/mktnews/RA_GR210.TXT
- Delisle, F., Leblond, V., Nolet, S., & Paradis, J. (2018). *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2016 et leur évolution depuis 1990*. Québec: MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES.
- Dirtu, D., Odochian, L., Pui, A., & Humelnicu, I. (2006). Thermal decomposition of ammonia. N₂H₄-an intermediate reaction product. *Open Chemistry*, 4(4), 666. doi: <https://doi.org/10.2478/s11532-006-0030-4>. Repéré à <https://www.degruyter.com/view/journals/chem/4/4/article-p666.xml>
- Écotech-Québec. (2020). *Budget du Québec 2020-2021- Analyse de l'écotech*.
- Environnement et Changement climatique Canada. (2019). *Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement, Émissions de gaz à effet de serre* (978-0-660-30370-3).
- EPA, U. S. E. P. A. (2004). *National emission inventory-Ammonia emissions from animal husbandry operations*.
- EPA, U. S. E. P. A. (2005). Appendix B: CAM Illustrations, Revision 1, Review Draft. Dans EPA (Éd.), *Compliance Assurance Monitoring Technical Guidance Document*. EPA Website: EPA. Repéré à <https://www.epa.gov/air-emissions-monitoring-knowledge-base/compliance-assurance-monitoring-technical-guidance-document>
- Gates, R. S., Casey, K. D., Wheeler, E. F., Xin, H., & Pescatore, A. J. (2008). U.S. broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmospheric Environment*, 42(14), 3342-3350. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.06.057

- Hadlocon, L. J., Manuzon, R. B., & Zhao, L. (2015). Development and evaluation of a full-scale spray scrubber for ammonia recovery and production of nitrogen fertilizer at poultry facilities. *Environ Technol*, 36(1-4), 405-416. doi: 10.1080/09593330.2014.950346. Repéré à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25518983>
- Hadlocon, L. J. S. (2014). *Development of Spray-Type Acid Wet Scrubbers for Recovery of Ammonia Emissions from Animal Facilities* (The Ohio State University).
- Hadlocon, L. J. S., Manuzon, R. B., & Zhao, L. (2014). Optimization of ammonia absorption using acid spray wet scrubbers. *Transactions of the ASABE*, 57(2), 647-659.
- Hadlocon, L. J. S., Soboyejo, A., Zhao, L., & Zhu, H. (2014). Statistical Modeling of Ammonia Absorption Efficiency of an Acid Spray Scrubber Using Regression Analysis. Dans *2014 Montreal, Quebec Canada July 13–July 16, 2014* (pp. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Hassouna, M., Eglin, T., Cellier, P., Colomb, V., Cohan, J.-P., Decuq, C., . . . Eugène, M. (2015). Mesurer les émissions gazeuses en élevage: gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d'azote.
- Hou, J., Li, M., Xia, T., Hao, Y., Ding, J., Liu, D., . . . Liu, H. (2016). Simultaneous removal of ammonia and hydrogen sulfide gases using biofilter media from the biodehydration stage and curing stage of composting. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(20), 20628-20636. doi: 10.1007/s11356-016-7238-4. Repéré à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27464668>
- Hu, L., Yu, J., Luo, H., Wang, H., Xu, P., & Zhang, Y. (2020). Simultaneous recovery of ammonium, potassium and magnesium from produced water by struvite precipitation. *Chemical Engineering Journal*, 382, 123001.
- Hydro-Québec. (2019). *Tarifs d'électricité*. Bibliothèque et Archives nationales du Québec et Bibliothèque nationale du Canada.
- Institut de la statistique du Québec, M. d. l. A., des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. (2019). *Profil sectoriel de l'industrie bioalimentaire au Québec*. (2551237521). Institut de la Statistique du Québec Repéré à www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/agriculture/index.html.

- Jafari, M. J., Matin, A. H., Rahmati, A., Azari, M. R., Omid, L., Hosseini, S. S., & Panahi, D. (2018). Experimental optimization of a spray tower for ammonia removal. *Atmospheric Pollution Research*, 9(4), 783-790.
- Jordan, C. (2020). *Proposal Number: - BUDGET*. HEE-DUALL® Environmental Technologies, a CECO Environmental Company.
- Kim, W., & Patterson, P. H. (2003). Effect of minerals on activity of microbial uricase to reduce ammonia volatilization in poultry manure. *Poultry science*, 82(2), 223-231.
- Langlois, E. (2015). *Unités de la concentration atmosphériques et conversions*. INRS, Métrologie des polluants.
- Lavoie, J., Beaudet, Y., Lemay, S., Belzile, M., Côté, C., Godbout, S., & Roseberry, K. (2008). Qualité de l'air dans les étables de veaux de lait. *Rapport R*, 524.
- Li, Y.-N., Chen, Z.-Y., Bao, S.-J., Wang, M.-Q., Song, C.-L., Pu, S., & Long, D. (2018). Ultrafine TiO₂ encapsulated in nitrogen-doped porous carbon framework for photocatalytic degradation of ammonia gas. *Chemical Engineering Journal*, 331, 383-388. doi: 10.1016/j.cej.2017.08.119
- Li, Z., Li, B., Zheng, W., Tu, J., Zheng, H., & Wang, Y. (2019). Optimization of a wet scrubber with electrolyzed water spray-Part I: Ammonia removal. *J Air Waste Manag Assoc*, 69(5), 592-602. doi: 10.1080/10962247.2019.1567621. Repéré à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30633708>
- Licon, E., Reig, M., Villanova, P., Valderrama, C., Gibert, O., & Cortina, J. L. (2014). Ammonium removal by liquid-liquid membrane contactors in water purification process for hydrogen production. *Desalination and Water Treatment*, 56(13), 3607-3616. doi: 10.1080/19443994.2014.974216
- Ma, R., Zhao, W., Zhao, Y., Wang, Z., Zhu-Barker, X., Wright, A. L., & Jiang, X. (2020). Land use pattern effects after 30 years of shifting cropland to fallow land on soil ammonia-oxidizer community. *Applied Soil Ecology*, 156, 103707.
- Malhautier, L., Gracian, C., Roux, J.-C., Fanlo, J.-L., & Le Cloirec, P. (2003). Biological treatment process of air loaded with an ammonia and hydrogen sulfide mixture. *Chemosphere*, 50(1), 145-153.
- MAPAQ. (2019). *Portrait-diagnostic sectoriel de l'industrie de la volaille au Québec*. (978-2-550-83766-4). Bibliothèque et Archives nationales du Québec et Bibliothèque et Archives Canada.

- Marquis, B. (Producteur). (2014, 20-02-2020). Comment ventiler votre poulailler en hiver? Repéré à <https://docplayer.fr/18612659-Comment-ventiler-votre-poulailler-en-hiver-par-bruno-marquis-ing-cfm-systeme-inc.html>
- Melse, R., Van Wagenberg, A., & Mosquera, J. (2006). Size reduction of ammonia scrubbers for pig and poultry houses: Use of conditional bypass vent at high air loading rates. *Biosystems Engineering*, 95(1), 69-82.
- Melse, R. W., Ogink, N. W., & Rulkens, W. H. (2009). Overview of European and Netherlands' regulations on airborne emissions from intensive livestock production with a focus on the application of air scrubbers. *Biosystems Engineering*, 104(3), 289-298.
- MERN. (2019). *Les émissions de gaz à effet de serre dans le monde*.
- MONROE, E. (2020, 2020). Packed bed wet scrubbers. Repéré le 07-05-2020 à <https://www.monroeenvironmental.com/air-pollution-control/packed-bed-wet-scrubbers/>
- Perez, R., Burtis, L., Hoff, T., Swanson, S., & Herig, C. (2004). Quantifying residential PV economics in the US—payback vs cash flow determination of fair energy value. *Solar Energy*, 77(4), 363-366.
- Qin, F., Wang, S., Kim, I., Svendsen, H. F., & Chen, C. (2011). Heat of absorption of CO₂ in aqueous ammonia and ammonium carbonate/carbamate solutions. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 5(3), 405-412.
- Saputo. (2013). Fiche d'information sur la gestion des risques d'accidents industriels majeurs, Scénario impliquant un produit toxique : ammoniac. In Saputo (Éd.).
- Shanmugam, S. K. G., & Mital, M. (2019). An ultra-low ammonia charge system for industrial refrigeration. *International Journal of Refrigeration*, 107, 344-354.
- Swartz, E., Shi, Q., Davidovits, P., Jayne, J., Worsnop, D., & Kolb, C. (1999). Uptake of gas-phase ammonia. 2. Uptake by sulfuric acid surfaces. *The Journal of Physical Chemistry A*, 103(44), 8824-8833.
- Transition Énergétique, Q. (2020). Écoperformance. Repéré le 24-03-2020 à <https://transitionenergetique.gouv.qc.ca/affaires/programmes/ecoperformance>
- Verantis-Ceilcote Air Pollution Control. (2020). *Standard and Custom Designed Countercurrent Packed Scrubbers (SPT Series)*. Air-cure Dynamics, Inc.

- Verantis. (2020). CrossFlow Packed Bed Scrubbers (HRP). Repéré à <https://www.verantis.com/products/scrubbers/packed-bed-scrubbers/index.html>
- Yan, Y. X., Gao, J. L., & Wu, J. P. (2013). Application of Chemical Precipitation in Treating Ammonia Nitrogen from Excess Sludge Liquor. *Advanced Materials Research*, 634-638, 204-208. doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.634-638.204
- Zhang, Q., Ren, F., Li, F., Chen, G., Yang, G., Wang, J., . . . Li, Z. (2020). Ammonia nitrogen sources and pollution along soil profiles in an in-situ leaching rare earth ore. *Environmental Pollution*, 267, 115449.