



DEGRÉMONT INDUSTRY

LIVRE BLANC

IBIO™

Systeme de traitement
biologique pour la
désulfuration des gaz de
combustion des eaux usées

Système de traitement biologique des eaux usées de désulfuration des gaz de combustion iBIO™

Jason (Xinjun) Teng, Ingénieur de recherche, Southern Company, 600 18th Street North, Birmingham, AL 35291 Tél. : 205-257-5951 Fax : 205-257-5367 e-mail : xteng@southernco.com ; Robert Kelly, Directeur de recherche, Degrémont Technologies North American R&D Center, Richmond, VA 23219; Tony Lau, Responsable technique environnement, Infilco Degrémont, Inc., Richmond, VA 23229 ; Sunil Mehta, Ingénieur de recherche Senior, Degrémont Technologies North American R&D Center, Richmond, VA 23219 ; Mark Berry, Responsable R&D pour les contrôles environnementaux, Southern Company, Birmingham, AL 35291

Résumé : Des systèmes de désulfuration des gaz de combustion (DGC) par voie humide sont en cours d'installation dans des centrales électriques à charbon pour améliorer la qualité de l'air par élimination du dioxyde de soufre des émissions de gaz de combustion. Les eaux usées de colonne descendante DGC qui en résultent sont connues pour contenir des niveaux élevés de chlorures (4000 à 20 000 mg/l), des concentrations à l'état de traces de contaminants de métaux lourds tels que le chrome, le mercure et le sélénium, souvent des niveaux élevés de nitrates (10 à 700 mg/l) et des niveaux très élevés de matières solides dissoutes totales (20 000 à 60 000 mg/l). Au cours des dernières années, l'élimination des contaminants azotés, comme les nitrates (NO₃⁻) et l'ammoniac, ainsi que celle de divers métaux lourds s'est avérée particulièrement préoccupante, notamment en ce qui concerne le sélénium (Se) car sa forme séléniate (SeO₄²⁻) n'est pas éliminée de manière efficace par des pratiques classiques de traitement physico-chimique.

Un système de traitement biologique innovant ayant fait l'objet d'une demande de dépôt de brevet, la technologie iBIO™, développée par Degrémont Technologies - IDI, offre une option de traitement amélioré pour l'élimination des composés de sélénium résiduel provenant des eaux usées de DGC. Un système de traitement iBIO™ pilote (1 - 2 gal/min) utilisant des principes biochimiques microbiens fondamentaux a été conçu et installé dans une centrale électrique à vapeur de la Southern Company. Une description du système iBIO™ est présentée dans le présent document ainsi que les résultats des études pilotes qui visaient l'élimination des nitrates, du sélénium et du chrome des eaux usées de DGC. Ces résultats ont été utilisés pour mettre au point les paramètres de conception d'un système iBIO™ à grande échelle. Les eaux usées de DGC de cette étude contenaient des concentrations importantes de nitrates (10 à 316 mg/l), de sélénium total (0,5 à 3,7 mg/l) et de chrome total (environ 0,02 mg/l). Les résultats de l'étude ont montré que le système iBIO™ permet d'obtenir dans l'effluent une concentration moyenne de NO₃⁻ < 1,0 mg/l, de Se total < 0,2 mg/l et de Cr total < 0,005 mg/l. Les données montrent que toutes les formes de séléniate sont éliminées par le système iBIO™, alors que des concentrations à l'état de traces de sélénite résiduel et de composés de sélénium inconnus sont encore observées dans l'effluent traité.

Mots-clés : désulfuration des gaz de combustion, eaux usées, iBIO™, élimination des nutriments biologiques, sélénium, séléniate, sélénite, métaux lourds

INTRODUCTION

Les centrales électriques à charbon produisent une part importante de l'électricité des États-Unis. Les émissions dans l'atmosphère des centrales électriques à charbon nécessitent des systèmes de limitation de la pollution de l'air. Cela a abouti à la mise en œuvre d'épurateurs par voie humide pour éliminer le dioxyde de soufre (SO₂) des émissions des cheminées. L'épuration par voie humide des gaz de combustion avec des boues de chaux ou de calcaire est un procédé éprouvé et exploité commercialement pour la réduction des émissions de SO₂. Les eaux usées de désulfuration des gaz de combustion (DGC) qui en résultent peuvent contenir des concentrations élevées de matières solides, de chlorures, de sulfates, de métaux lourds et de nitrates. Les systèmes de DGC présentent des combinaisons uniques de caractéristiques (type d'épurateur, type d'absorbant, utilisation d'additifs, problèmes d'exploitation, etc.) qui se traduisent par des propriétés d'eaux usées extrêmement variées.

Traditionnellement, le traitement des eaux usées de DGC comprenait principalement des processus physico-chimiques pour l'élimination des matières en suspension totales (MEST) et des métaux lourds. En raison de la réglementation issue du Clean Water Act (CWA), les effluents rejetés dans les systèmes aquatiques peuvent nécessiter un traitement supplémentaire à effectuer en plus des systèmes physico-chimiques traditionnels.

Le traitement biologique visant à éliminer les métaux lourds des eaux de DGC est une technologie émergente. Les systèmes de boues actives à biomasse en suspension sont les procédés de traitement biologique les plus couramment utilisés pour l'élimination des matières organiques et minérales visées de différents types d'eaux usées. Le traitement biologique s'est avéré efficace pour l'élimination dans les eaux usées de DGC de certains métaux lourds, comme le sélénium, par des réactions de réduction et de précipitation.

Infilco Degrémont, Inc. (IDI) a lancé une étude pilote de démonstration sur site afin de fournir un traitement complet et efficace des eaux usées de DGC. Le procédé de traitement biologique d'IDI ayant fait l'objet d'une demande de dépôt de brevet, iBIO™, a les objectifs suivants dans le cadre du traitement de l'eau de colonne descendante DGC : 1) Élimination des nitrates - dénitrification, 2) Élimination du sélénium, et 3) Élimination des matières organiques et de l'ammoniac.

TRAITEMENT EXPÉRIMENTAL

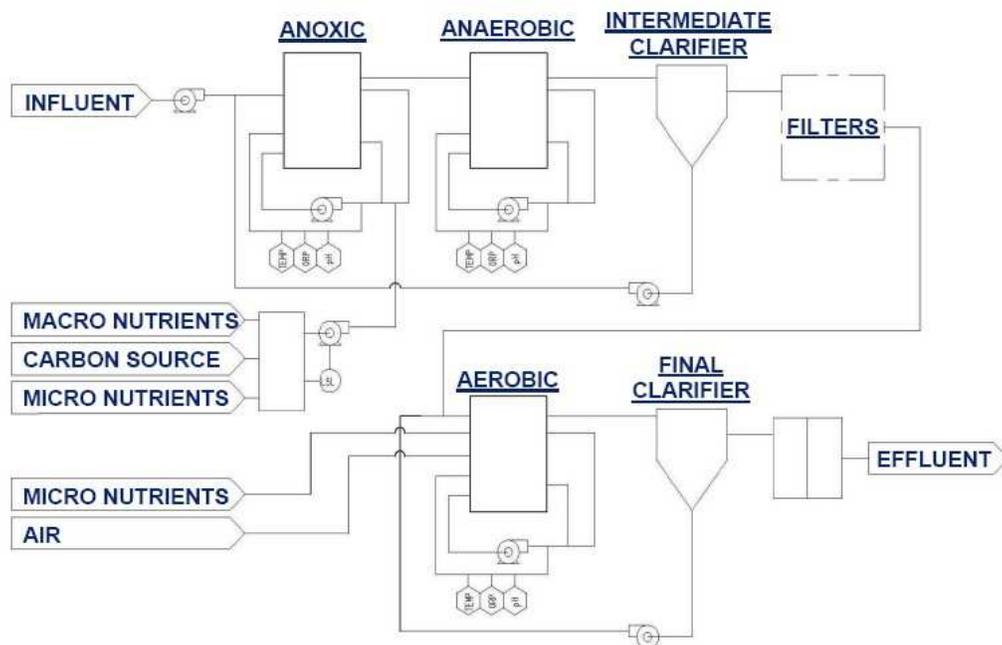
Le système d'assainissement des eaux usées de DGC iBIO™ d'IDI est un système de boues actives à biomasse en suspension. Le système de traitement biologique est composé d'une série de réacteurs conçus pour l'élimination biologique des nitrates, des métaux lourds, de l'ammoniac et des matières organiques des eaux usées de DGC avant leur rejet.

Le procédé de traitement complet comprend les étapes suivantes :

- Ajout d'urée, d'oligo-éléments et d'une source de carbone.
- Élimination des nitrates dans le réacteur anoxique.
- Sédimentation, épaissement et clarification des boues actives anaérobies/anoxiques.
- Élimination du sélénium et du chrome par des micro-organismes réduisant les sulfates dans le réacteur anaérobie.
- Boues actives de retour du clarificateur anaérobie au réacteur anoxique.
- Filtration intermédiaire avant le réacteur aérobie.
- Suppression du carbone organique total (COT) et de l'ammoniac dans le réacteur aérobie.
- Boues actives excédentaires des clarificateurs anaérobies/anoxiques et aérobie.
- Sédimentation, épaissement et clarification finale des boues actives aérobie avant la filtration finale. Filtration des effluents avant le rejet final.

Le schéma de circulation du procédé de traitement biologique est présenté à la Figure 1.

Figure 1. Traitement biologique - Schéma de circulation du procédé



Réservoir d'égalisation (100 gallons)

ANOXIQUE

ANAÉROBIE

CLARIFICATEUR INTERMÉDIAIRE

CHARGE DE LA DIGESTION

FILTRES

MACRO-ÉLÉMENTS

SOURCE DE CARBONE

OLIGO-ÉLÉMENTS

AÉROBIE

CLARIFICATEUR FINAL

OLIGO-ÉLÉMENTS

AIR

EFFLUENT

Un réservoir d'égalisation permet d'équilibrer la qualité et le débit des eaux usées, soit par le procédé de traitement physico-chimique pilote, soit par l'effluent du bassin de l'épurateur. Un débit constant améliorera les performances de la centrale. Le réservoir est équipé d'une pompe de charge de la digestion.

Réacteur anoxique (1000 gallons)

La charge de la digestion est chargée dans le réacteur anoxique via le réservoir d'égalisation. Dans le réacteur anoxique, les nitrates sont éliminés par des procédés de dénitrification utilisant des micro-organismes. Les sélénates, les sélénites et les sulfates sont également réduits dans ce procédé. On ajoute des macro-éléments, des oligo-éléments et une source de carbone (sucre) dans le réacteur anoxique pour permettre l'assainissement biologique des composants de ces eaux usées de DGC.

Réacteur anaérobie (1000 gallons)

Les eaux usées sortent du réacteur anoxique et s'écoulent par gravité dans le réacteur anaérobie qui favorise les bactéries sulfato-réductrices (BSR) capables de transformer les composants tels que sélénates, sélénites et sulfates en des formes moins dissoutes.

Clarificateur anaérobie (325 gallons)

L'effluent du réacteur anaérobie s'écoule dans un clarificateur dans lequel décantent les matières solides en suspension dans la liqueur mixte (MSSLM). Une partie des boues décantées est recyclée vers la tête du réacteur anoxique en tant que boues actives de retour (BAR) et une partie des boues est éliminée en tant que boues actives excédentaires (BAE).

Traitement aérobie (500 gallons)

Après avoir quitté le clarificateur anaérobie, les eaux usées s'écoulent dans le réacteur aérobie. Dans ce réacteur, des organismes aérobies peuvent dégrader et réduire les composés organiques de carbone résiduels et l'ammoniac avant rejet.

Clarificateur aérobie (325 gallons)

Les eaux usées provenant du réacteur aérobie passent ensuite dans un clarificateur aérobie où les solides décantent. Une partie des boues décantées est recyclée vers la tête du réacteur aérobie en tant que boues actives de retour (BAR) et une partie des boues est éliminée en tant que boues actives excédentaires (BAE).

Filtration des effluents

L'eau clarifiée s'écoule ensuite par gravité à travers des filtres à sable où des concentrations de matières en suspension peuvent être réduites avant l'évacuation finale.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Un échantillonnage composite du réservoir d'égalisation a été effectué pour déterminer la composition chimique des eaux usées pré-traitées de l'épurateur. Les analyses comprenaient la recherche du pH, de l'ammoniac (NH_3), des nitrates (NO_3^-), des nitrites (NO_2^-), des MEST, de la DCO, du COT, du sélénium total et dissous et du chrome. Ces analyses ont été effectuées tout au long de cette étude.

Caractéristiques de la charge de la digestion

Des échantillons d'eaux usées de DGC provenant des effluents du bassin de l'épurateur (de la ligne de recyclage à l'épurateur) ont été prélevés trois fois par semaine au cours de cette étude. Les constituants mesurés dans les eaux usées des effluents du bassin de l'épurateur sont présentés dans le **Tableau 1**. Les chargements de constituants (lb/jour) dans le système de traitement biologique pilote ont varié tout au long de cette étude et ces données sont présentées sous forme de concentrations moyennes, minimales et maximales dans le Tableau 1. Le débit variait de 0,4 gal/min à 2,0 gal/min avec une moyenne de 1,1 gal/min.

Dénitrification

Le but du réacteur anoxique (réacteur A) est de dénitrifier les nitrites et les nitrates (NO_x) et de les convertir en azote gazeux diatomique (N_2). Du sucre a été ajouté en tant que source de carbone organique supplémentaire pour améliorer les performances de dénitrification du système. Les taux de sucre utilisés étaient critiques pour les performances de ces systèmes. Ils ont montré que ces systèmes nécessitent des ajouts appropriés et cohérents de sucre pour maintenir leurs performances.

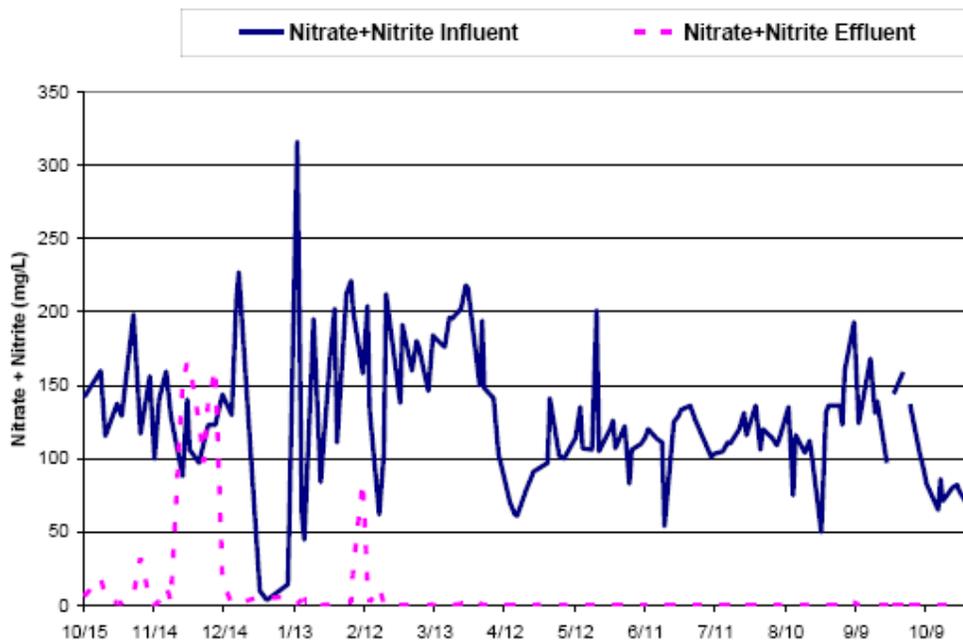
Tableau 1 Caractéristiques de la charge de la digestion

Paramètre	Unités	Moy.	Max.	Min.
pH		6,70	7,51	5,90
Ammoniac	mg/l	1,85	10,30	0,30
Nitrate	mg/l	140	316	3,60
Nitrite	mg/l	0,9	3,4	0,06
MEST	mg/l	42	77	18
DCO (totale)	mg/l	149	395	35
COT	mg/l	17	116	1,16
Sélénium (total)	mg/l	1,01	3,49	0,12
Sélénium (dissous)	mg/l	0,72	1,43	0,09
Chrome (total)	mg/l	0,07	0,41	0,01
Chrome (dissous)	mg/l	0,02	0,17	0,01

L'évaluation du réacteur anoxique est basée sur l'élimination des concentrations de nitrites et de nitrates dans les eaux usées de DGC. L'élimination des concentrations de nitrites et de nitrates a été comparée à des paramètres du système, notamment : Taux de charge (F/M), température, pH et rapport carbone sur azote (C/N).

La somme des concentrations de nitrites et de nitrates d'échantillons d'effluents du réacteur anoxique varie de 0,3 mg/l pendant les périodes de fonctionnement normal à 242 mg/l pendant les périodes de fonctionnement anormal ou de perturbations, comme illustré à la **Figure 1**.

Figure 1 Élimination des nitrites et des nitrates



Nitrates + nitrites - Charge de la digestion

Nitrates + nitrites - Effluent

Nitrates + nitrites (mg/l)

L'élimination plus faible des nitrites et des nitrates est due à des perturbations du processus. Ces perturbations étaient liées au chargement inadéquat du sucre dû à des problèmes de gel associés au système de livraison. Les perturbations de processus dans un système biologique sont très préjudiciables en raison du temps de récupération des bactéries concernées. Le rétablissement de performances régulières après le retour aux conditions normales de fonctionnement peut prendre entre 3 et 4 semaines. Pendant les périodes de fonctionnement normal, le réacteur anoxique a réussi à abaisser la concentration de nitrates d'environ 200 mg/l à moins de 1 mg/l (élimination > 99,5 %). Une description des différentes perturbations du processus est fournie ci-dessous.

Incidence de la population active de bactéries dénitrifiantes sur la dénitrification

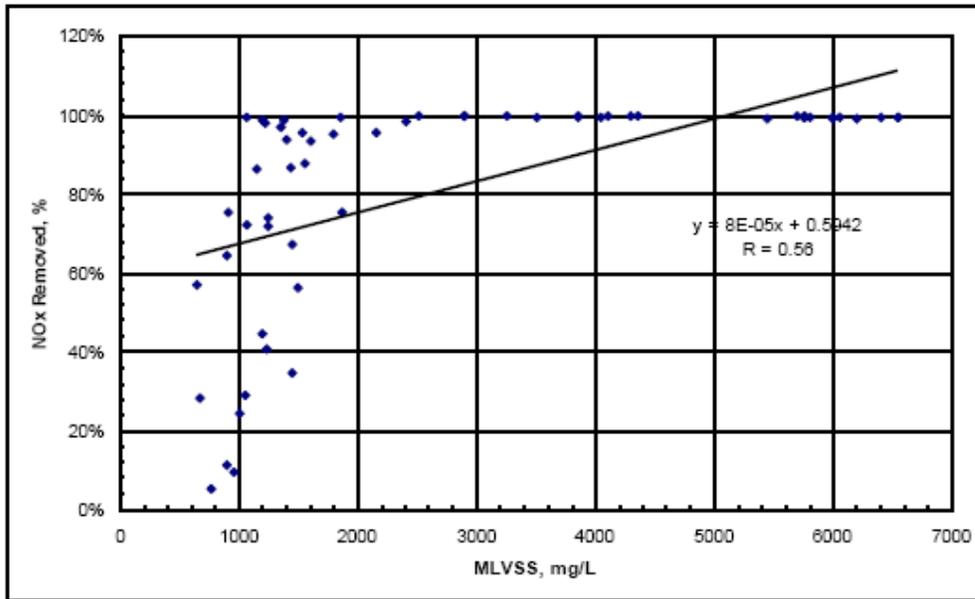
L'incidence de la population active de bactéries dénitrifiantes, MVSLM, sur l'élimination des nitrates a été examinée. Le pourcentage d'élimination des nitrates dans le réacteur a augmenté en même temps que la concentration en MVSLM dans le réacteur. **Le Tableau 2** et la **Figure 2** montrent qu'à des concentrations supérieures à 3000 mg/l, l'élimination des nitrates et des nitrites

est supérieure à 99,5 %.

Tableau 2 Incidence de la biomasse (MVSLM) sur les performances de dénitrification

MVSLM	NO _x de la charge de la digestion	NO _x de l'effluent	NO _x éliminés
mg/l	mg/l	mg/l	%
< 1500	147	92	41,9 %
1500 - 3000	162	14	91,4 %
3000 - 4500	183	0,7	99,6 %
> 4500	128	0,6	99,4 %

Figure 2 Incidence de la biomasse (MVSLM) sur les performances de dénitrification



NOx éliminés, %

MVSLM, mg/l

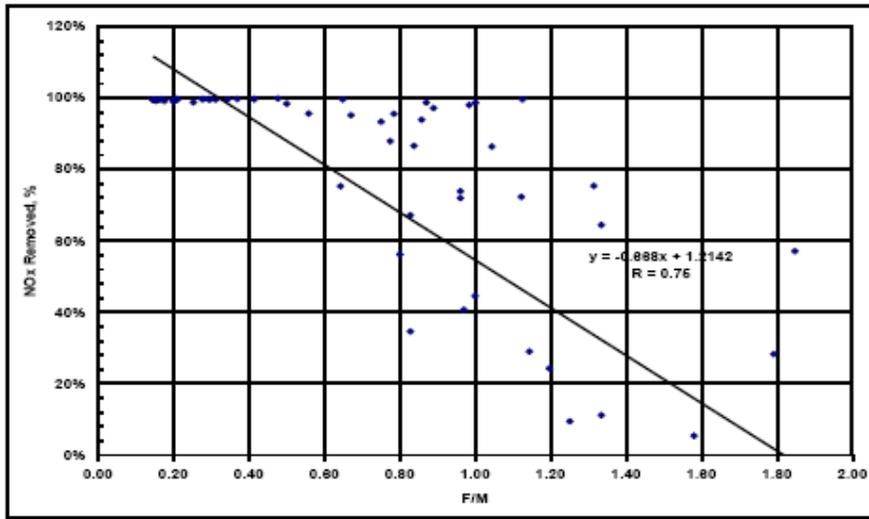
Incidence du taux de charge (F/M) sur la dénitrification

Une évaluation du taux de charge (F/M) montre que lorsque cette valeur diminue, le pourcentage d'élimination des nitrates et des nitrites augmente. Un pourcentage d'élimination des nitrites et des nitrates > 99,5 % a été observé lorsque le taux de charge F/M était inférieur à 0,5 et l'efficacité de l'élimination a commencé à diminuer pour un taux de charge F/M supérieur à 0,5. Ceci est illustré par le **Tableau 3** et la **Figure 3**.

Tableau 3 Incidence du taux de charge F/M sur les performances de dénitrification

F/M	NOx de la charge de la digestion	NOx de l'effluent	NOx éliminés
(g de DCO/g de MV/j)	(mg/l)	(mg/l)	(%)
< 0,25	128	0,6	99,4 %
0,25 à 0,5	180	0,8	99,6 %
0,5 à 0,75	155	8,4	92,9 %
0,75 à 1,0	158	65	77,1 %
> 1,0	143	103	24,7 %

Figure 3 Incidence du taux de charge (F/M) sur les performances de dénitrification



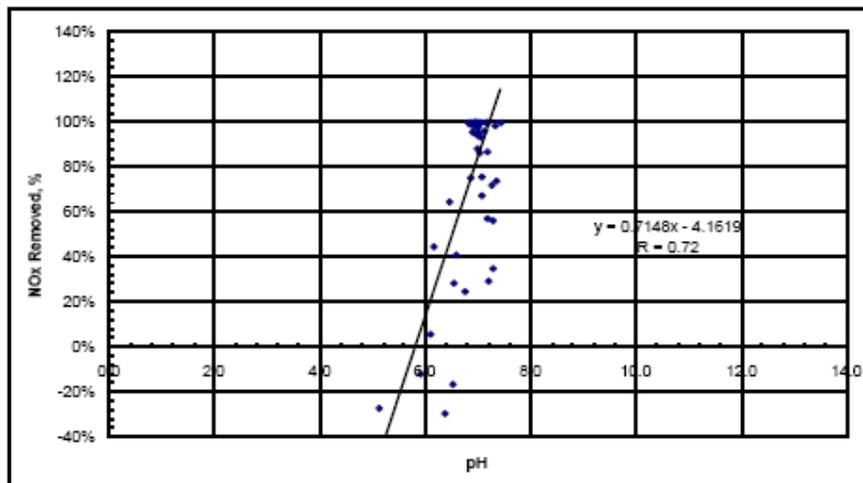
NOx éliminés, %

F/M

Incidence du pH sur les performances de dénitrification

La dénitrification peut se produire sur une large plage de valeurs de pH. La dénitrification est relativement peu sensible à l'acidité ; toutefois, elle diminue aux faibles valeurs de pH. La plage de pH préférée pour une floculation appropriée par bactéries anaérobies facultatives est comprise entre 6,5 et 8,5, ce qui est par ailleurs idéal pour le procédé de dénitrification. Pour garantir une activité enzymatique adéquate des anaérobies facultatifs, le pH dans le réacteur anoxique a été maintenu à environ 7,0 tout au long de cette étude pilote. Étant donné que le processus de dénitrification peut produire une source d'alcalinité (une alcalinité de 3,57 mg de CaCO₃ est produite par mg d'azote nitrate réduit en azote gazeux), le pH des eaux usées de DGC peut augmenter lorsque des concentrations en nitrates sont éliminées à l'intérieur du réacteur. Cependant, au cours de la période des perturbations du processus et/ou de faibles concentrations en nitrates de la charge de la digestion, un système d'apport d'alcalinité supplémentaire (hydroxyde de sodium) a été initié pour maintenir le pH du réacteur anoxique à environ 7.

Figure 4 Incidence du pH sur les performances de dénitrification



NOx éliminés, %

pH

Incidence de la température sur les performances de dénitrification

Les taux d'élimination des nitrates ont été affectés de manière significative par la température de l'eau dans le réacteur. Le graphique indique qu'une baisse de 10 °C de la température de l'eau entraîne une diminution de 50 % de la vitesse cinétique et peut également s'appliquer à des cinétiques de réaction microbiennes. L'incidence de la température sur l'élimination des nitrates et des nitrites est illustrée par le **Tableau 4**. Une diminution significative des performances a été observée à des températures plus basses, particulièrement lorsque des concentrations de biomasse (MVSLM) inférieures ont été mesurées dans ce réacteur.

Tableau 4 Incidence de la température sur les performances de dénitrification

Température	NOx de la charge de la digestion	NOx de l'effluent	NOx éliminés	*SNDR τ
(F)	(mg/l)	(mg/l)	(%)	(g de NOx/g de MV/J)
< 65	158	94,8	45 %	0,04
65 à 70	178	21,8	84 %	0,05
70 à 75	141	9	90 %	0,06
75 à 80	123	1	99 %	0,07

* **Specific Nitrate Denitrification Rate (taux spécifique de dénitrification des nitrates)**

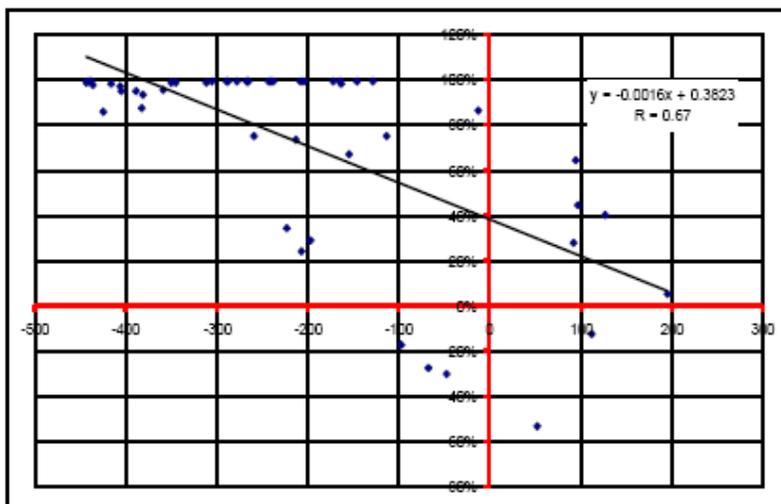
Incidence du potentiel d'oxydo-réduction (rH) sur la dénitrification

En général, en l'absence d'oxygène et en présence d'ions nitrate/nitrite, la dégradation bactérienne du carbone (par exemple, saccharose) se produit lorsque les conditions de fonctionnement ont un potentiel d'oxydo-réduction < -100 millivolts (mV). Le taux d'élimination des nitrates était le plus élevé (> 96 %) lorsque la valeur rH était < -300 mV. Une diminution significative des performances a été observée lorsque la valeur rH mesurée était > -150 mV, comme illustré à la **Figure 5** et dans le **Tableau 5**.

Tableau 5 Incidence du potentiel d'oxydo-réduction (rH) sur les performances de dénitrification

rH (mV)	NOx éliminés (%)
> -100	11,84 %
-100 à -200	83,55 %
-200 à -300	91,43 %
< -300	96,63 %

Figure 5 Incidence du potentiel d'oxydo-réduction (rH) sur les performances de dénitrification



Incidence de la source de carbone et du rapport carbone sur azote (C/N) sur les performances de dénitrification

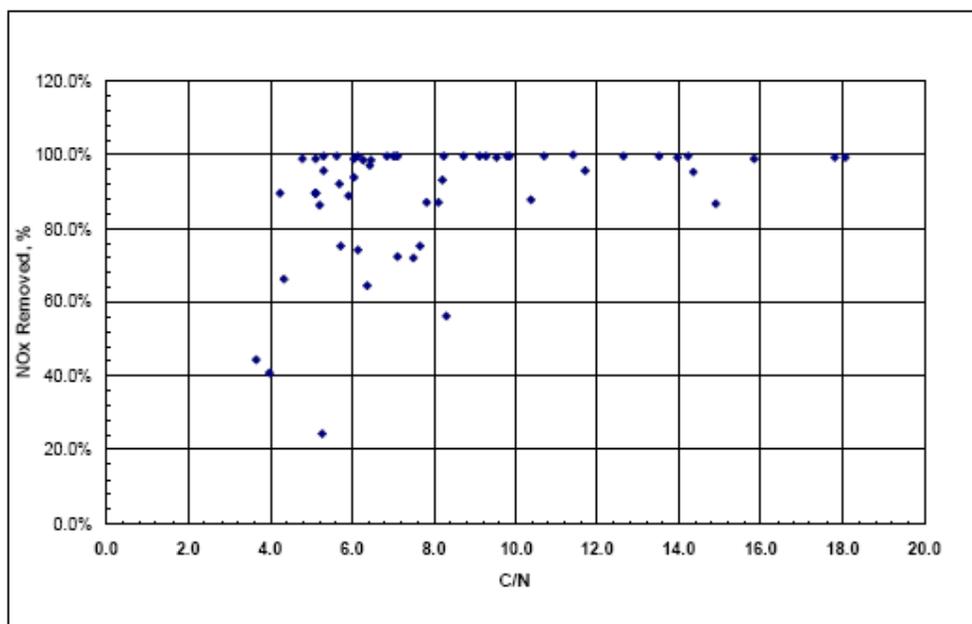
L'ajout d'une source de carbone organique (par exemple, saccharose) est nécessaire pour la dénitrification car il n'y a pas assez de carbone biodégradable disponible dans les eaux usées de DGC pour assurer les processus de dénitrification. La quantité de la source de carbone organique, plutôt que la quantité d'ions nitrite ou nitrate, est considérée comme un facteur important pour la cinétique de dénitrification. Plus il y a de sources de carbone organique dégradables, plus il faut d'accepteurs d'électrons tels que des ions nitrite et nitrate pour maintenir la respiration microbienne. Théoriquement, la dénitrification complète se produit généralement lorsque le rapport de la demande biochimique en oxygène des matières carbonées (cDBO) sur les ions nitrite et nitrate est environ 3:1.

Le sucre a été choisi comme source de carbone supplémentaire en raison de son faible coût et de sa facilité d'application dans un système à grande échelle. L'incidence du carbone supplémentaire sur le taux de dénitrification a été évaluée en fonction du rapport de la demande chimique en oxygène (DCO) sur le rapport C/N. Une évaluation du rapport C/N montre que lorsque cette valeur diminue à partir de 6:1, le pourcentage d'élimination des nitrates et des nitrites diminue. Les résultats sont illustrés à la **Figure 6** et dans le **Tableau 6**.

Tableau 6 Incidence du rapport carbone sur azote (C/N) sur les performances de dénitrification

Rapport carbone sur azote (C/N)	NOx éliminés (%)
< 5,0	68 %
5,0 à 6,0	86 %
6,0 à 7,0	92 %
> 7,0	94 %

Figure 6 Incidence du rapport carbone sur azote (C/N) sur les performances de dénitrification



NOx éliminés, %

C/N

Performance d'élimination du sélénium

Le sélénium dissous quittant le réacteur anaérobie a varié de 0,081 mg/l à 1,25 mg/l avec une valeur moyenne de 0,32 mg/l, comme illustré à la **Figure 7**. La concentration moyenne de sélénium dissous de la charge de la digestion était de 1,16 mg/l pendant l'étude pilote. Ces valeurs moyennes s'appliquent à la période d'étude complète et incluent les données relevées lorsque l'unité pilote était soumise à des perturbations.

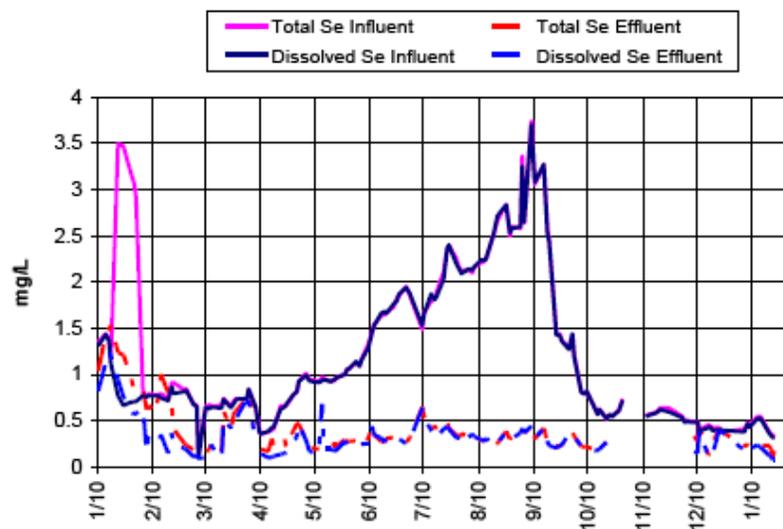
Les résultats montrent également que le système biologique est capable de produire une concentration de sélénium dissous de l'effluent < 0,1 mg/l lorsque les conditions de fonctionnement sont optimisées (à savoir, rH et pH aux valeurs visées) et lorsque la concentration de sélénium de la charge de la digestion est inférieure à 1 mg/l. Lorsque l'unité pilote était exploitée dans des conditions normales, la concentration de sélénium de l'effluent était maintenue de façon homogène à une valeur inférieure à 0,4 mg/l, même lorsque la concentration de sélénium de l'effluent était aussi élevée que 3,7 mg/l. L'analyse de spéciation du sélénium a en outre montré que le système biologique a complètement éliminé les sélénates (concentration inférieure à la limite de détection) des eaux usées (**Tableau 7**).

La variation des concentrations de sélénium dissous de l'effluent est corrélée aux performances de dénitrification dans le réacteur anoxique. Il a été noté tout au long de l'étude que la présence d'ions nitrite ou nitrate dans le réacteur anaérobie empêche la respiration des bactéries réductrices du soufre et du sélénium et qu'elle réduit par conséquent les performances d'élimination du sélénium.

Tableau 7 Spéciation du sélénium de la charge de la digestion et de l'effluent

	Charge de la digestion iBIO	Effluent iBIO
Se total	390,7	227
Se dissous	375,7	61,4
Se(IV)	45,4	40,6
Se(VI)	231,7	Non dét.
Autre Se	98,6	20,8

Figure 7 Sélénium total et dissous éliminé par le système iBIO™



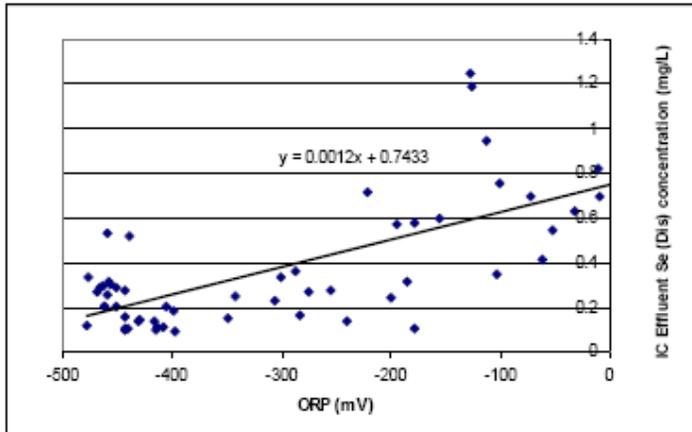
Se total de la charge de la digestion
 Se dissous de la charge de la digestion
 Se total de l'effluent
 Se dissous de l'effluent
 mg/l

Une évaluation du potentiel redox (rH) montre que plus le potentiel redox obtenu dans le réacteur est faible, plus la concentration de sélénium est faible dans l'effluent. Les concentrations de sélénium les plus faibles (0,097 à 0,12 mg/l) dans l'effluent se sont produites lorsque le rH était < -400 mV. La corrélation entre le potentiel redox et le sélénium soluble de l'effluent au niveau du clarificateur intermédiaire est illustrée dans le **Tableau 8** et à la **Figure 8**.

Tableau 8 Corrélation entre le potentiel redox et la concentration de sélénium soluble de l'effluent au niveau du clarificateur intermédiaire

rH (mV)	Sélénium soluble (mg/l)
> -150	0,76
-150 à -250	0,38
-250 à -350	0,25
< -350	0,22

Figure 8 Corrélation entre le potentiel redox et la concentration de sélénium soluble de l'effluent au niveau du clarificateur intermédiaire



Conc. Se (dissous) de l'effluent dans clarif. interm. (mg/l)

rH (mV)

CONCLUSIONS

L'étude de la centrale pilote réalisée à Yates Station a montré que le traitement des eaux usées de désulfuration des gaz de combustion (DGC) d'IDI fournit une solution complète et globale pour respecter les critères de rejet du NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System). Le traitement biologique iBIO™ permet de réduire efficacement le sélénium dissous à une concentration < 0,2 mg/l. Le traitement anaérobie permet l'élimination du sélénium à des valeurs rH < -350 mV. Il a en outre été déterminé que les conditions environnementales réduites nécessaires pour la réduction du sélénium étaient celles requises pour effectuer la précipitation d'autres formes de métaux lourds comme le chrome hexavalent et le vanadium. Le traitement biologique aérobie s'est avéré constituer un processus de finition permettant d'éliminer efficacement les composés organiques résiduels et l'azote ammoniacal.