



Options de gestion des eaux de ruissellement provenant des sites d'alimentation hivernaux confinés utilisés pour le bétail

Un examen des technologies de traitement

Référence :

Reedyk S., Zoski E., Haaland E. et Tanko H. 2017. Options de gestion des eaux de ruissellement provenant des sites d'alimentation hivernaux confinés utilisés pour le bétail : Un examen des technologies de traitement. Direction générale des sciences et de la technologie, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire (2017)

La version électronique du présent document est publiée à l'adresse www.agr.gc.ca

N° de catalogue A59-43/2017F-PDF

ISBN 978-0-660-08327-8

N° d'AAC 12616F

Also available in English under the title *Management Options for Runoff Wastewater from Confined Livestock Winter Feeding Sites: A review of treatment technologies*

Pour obtenir de plus amples renseignements, consultez notre site Web à l'adresse www.agr.gc.ca ou composez le numéro sans frais 1-855-773-0241.

Table des matières

Introduction.....	1
Bassins de retenue.....	3
Traitements <i>in situ</i> dans le bassin de retenue.....	7
Systèmes de traitement végétalisés.....	14
Milieux humides aménagés	23
Technologies de filtration à écoulement vertical	34
Irrigation au moyen des eaux usées agricoles des bassins de retenue	41
Résumé.....	47
Annexe I.....	57
Annexe II	58

Introduction

Les problèmes de qualité de l'eau continus et croissants dans des plans d'eau d'importance nationale (p. ex. lac Winnipeg, lac Érié) fournissent l'élan nécessaire à la gestion proactive des eaux usées agricoles. Les sites d'alimentation hivernaux du bétail, qu'ils soient au champ ou en milieu confiné, peuvent être à l'origine d'importantes charges en nutriments et en agents pathogènes dans les réseaux d'eau de surface. Dans certaines régions des Prairies, on constate une tendance croissante vers l'utilisation de systèmes d'alimentation au champ durant l'hiver. Cependant, de nombreux producteurs continuent d'utiliser des sites hivernaux confinés pour l'alimentation ou le vêlage; par conséquent, il faudra toujours tenir compte de la pollution éventuelle provenant de ces sites. Dans d'autres régions du Canada, les sites confinés représentent la majorité des sites d'alimentation hivernaux.

La définition d'un site d'alimentation hivernal confiné varie d'une région à l'autre du pays, mais, en règle générale, ce type de site comprend tout endroit où le bétail est nourri, abreuvé et abrité durant une partie de l'hiver, et où la densité des animaux est telle que l'accumulation de fumier nécessite une certaine forme de gestion. Les sites d'alimentation hivernaux confinés diffèrent des vastes sites d'alimentation hivernaux au champ en ce sens que l'accumulation de fumier est beaucoup plus concentrée dans les sites confinés. Les sites confinés diffèrent aussi des exploitations intensives des parcs d'engraissement dans la mesure où les bovins ne sont pas confinés toute l'année durant. Chaque province a des critères précis pour déterminer ce qu'est un site confiné et s'il est assujéti ou non à la réglementation, mais dans tous les cas, à cause de l'accumulation de fumier, le ruissellement qui est généré par la fonte printanière et qui provient de ces sites risque fort d'être contaminé. Ces sites peuvent contribuer tant à la pollution diffuse qu'à la pollution ponctuelle des eaux de surface.

À l'heure actuelle, la gestion des sites d'alimentation hivernaux confinés varie d'une région à l'autre du pays et, malgré certaines initiatives d'élaboration de pratiques de gestion bénéfiques (PGB), on connaît encore mal les options de traitement, les caractéristiques des eaux usées et la pertinence des pratiques de gestion recommandées ayant été mises à l'essai dans d'autres régions. À titre d'exemple, bien que nombre de provinces et territoires prévoient des marges de recul minimales par rapport aux eaux de surface, le ruissellement printanier se fait souvent sur des sols gelés; de plus, malgré la présence d'une marge ou d'une déviation, l'eau du ruissellement peut facilement rejoindre un plan d'eau sans que ses propriétés subissent trop de changements. Dans d'autres cas, même si l'utilisation de bandes végétatives filtrantes (BVF) à rejet nul est une pratique recommandée dans certaines régions, nombre de producteurs ont de la difficulté à garantir le rejet nul de la bande filtrante, en particulier durant la crue printanière.

Objectif

Le présent rapport porte essentiellement sur la gestion des eaux usées provenant des sites d'alimentation hivernaux confinés utilisés pour le bétail dans les climats froids. Il vise à

examiner et à synthétiser l'information existante sur les technologies de gestion des eaux usées qui conviennent au traitement du ruissellement issu des sites d'alimentation hivernaux. Il pourra ainsi fournir des indications permettant de mieux déterminer dans quelle mesure ces technologies sont appropriées et prêtes à être adoptées dans certaines régions du Canada.

Processus d'examen

Nous avons effectué une recherche documentaire. Cette recherche visait les études publiées et non publiées portant sur le traitement des eaux usées issues de sites d'hivernage du bétail, de parcs d'engraissement et d'étables au Canada ou dans des régions comparables au Canada. Nous avons élargi la recherche aux eaux usées des exploitations intensives d'élevage et des fermes laitières. Nous avons établi des critères de recherche (annexe I), interrogé des bases de données de bibliothèques pertinentes (p. ex. SCOPUS, Google Scholar, ENVIROnetBASE, CAB Abstracts) et examiné les articles trouvés pour vérifier leur applicabilité au projet. Nous avons quelquefois sélectionné des documents de référence additionnels tirés des premiers articles examinés. Outre la recherche des articles publiés que nous avons faite, nous avons demandé à des spécialistes provinciaux de la vulgarisation en agriculture de trouver et de rassembler des données de projets de démonstration, d'essais ou d'autres travaux existants (données inédites, rapports inédits, données d'étude de cas, etc.) qui pourraient avoir été réalisés à l'échelle provinciale. Nous avons créé un gabarit pour extraire l'information pertinente de chaque étude examinée et assurer l'uniformité de la collecte de données (annexe II).

Dans le cas des technologies ayant fait l'objet de travaux considérables, nous avons élargi les recherches aux anciens articles de synthèse et mis l'accent sur les études menées à l'échelle réelle (voir Systèmes de traitement végétalisés et Milieux humides aménagés). Lorsqu'il s'agissait de technologies pour lesquelles il existait peu d'information, nous avons inclus dans la recherche certaines études menées en laboratoire. Pour toutes les études, nous avons extrait l'information sur l'efficacité du traitement quand c'était possible et l'avons résumée sous forme de réductions des concentrations pour des paramètres de qualité de l'eau précis. Ces paramètres ont été choisis d'après les constituants communs aux effluents d'élevage et les constituants examinés par la majorité des études. Ces paramètres comprenaient les solides en suspension totaux (SST), le phosphore total (PT), l'azote Kjeldahl total (AKT), l'ammoniac (NH₃-N) et la demande biologique en oxygène (DBO).

Les technologies sont décrites dans six sections ci-dessous : les bassins de retenue, les traitements *in situ* dans le bassin de retenue, les zones de traitement végétalisées, les milieux humides aménagés, les technologies de filtration à écoulement vertical et l'épandage. Chaque section comprend une brève introduction, une description de la technologie, un compte rendu des données sur le rendement, un aperçu des aspects relatifs à la conception et à la gestion, un résumé et une liste de références et de liens vers de l'information complémentaire.

Bassins de retenue

Introduction

Les bassins de retenue (aussi appelés bassins de sédimentation, bassins de confinement, bassins de décantation ou bassins collecteurs) pourraient être considérés comme la première ligne de défense pour le traitement des eaux de ruissellement issues de l'élevage. Ils sont conçus pour éliminer les solides en suspension et permettent la régulation du débit avant que tout traitement secondaire soit appliqué par d'autres moyens. L'élimination des solides en suspension est essentielle pour abaisser la quantité de nutriments des eaux usées, et elle se fait par décantation des solides. Dans les climats où les taux d'évapotranspiration sont élevés, un bassin de retenue pourrait suffire à prévenir la pollution des cours d'eau. Cependant, là où le climat est plus froid, un bassin de retenue est souvent nécessaire pour recueillir le ruissellement printanier et réguler l'évacuation des eaux vers d'autres barrières de traitement.

Description

Les bassins de retenue sont des bassins en terre aménagés, conçus pour le stockage temporaire des eaux usées. Ils requièrent généralement un revêtement fait d'argile compactée ou d'un matériau synthétique qui protège contre les fuites. Leurs dimensions dépendent du volume de stockage requis. Les bassins de retenue doivent généralement être vidés au moins tous les ans, mais parfois plus souvent à certains endroits.

Rendement

Le rendement des bassins de retenue en matière d'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement peut varier considérablement en fonction du lieu, de la conception et du temps de rétention. Une étude menée en Iowa a révélé que les bassins de décantation traitant le ruissellement d'un parc d'engraissement avaient réduit les solides totaux de 65 %, l'AKT de 84 % et le PT de 80 % (USDA-NRCS, 2006). Dans un site de recherche en Ohio, les bassins de décantation ont affiché des taux d'élimination de 44 à 49 % pour les solides totaux, de 22 à 35 % pour l'azote organique, de 26 % pour la DBO et de 21 à 30 % pour le PT (Edwards *et al.*, 1983; Edwards *et al.*, 1986). Inch (1999) a enregistré des taux moyens d'efficacité de l'élimination dans un bassin de retenue situé en amont d'un milieu humide aménagé, en Alberta, de 73 % pour les SST, de 85 % pour l'AKT, de 84 % pour le NH₃-N, de 74 % pour la DBO et de 11 % pour le PT au cours d'une saison. Toutefois, dans une ferme laitière en Ontario, Kinsley et ses collaborateurs (2013) ont relevé des taux d'efficacité des réductions plus bas dans un étang facultatif : 42 % pour les SST, 23 % pour l'AKT et 14 % pour le PT.

Nylen et Reedyk (2013) ont recueilli des données sur la composition chimique des eaux usées durant deux ans, dans onze bassins de retenue conçus pour capter l'eau de ruissellement provenant de sites d'hivernage du bétail. L'étude ne visait pas à analyser le rendement des bassins en matière de réduction des concentrations mesurées dans l'eau de ruissellement, mais plutôt à caractériser la qualité de l'eau des bassins dans le but

d'orienter le choix des méthodes de traitement secondaire. La qualité de l'eau des bassins a varié tout au long de la saison d'eau libre, mais, en règle générale, les concentrations des contaminants (autres que les sels) ont diminué entre le printemps et l'automne.

Qualité typique de l'eau de bassins de retenue captant l'eau de ruissellement de sites d'hivernage du bétail

Paramètre	Concentration (mg/L)		
	Minimale	Maximale	Moyenne
PT	0,1	56,4	10
AKT	0,4	244	50
SST	< 5	2 550	242
NH ₃ -N	< 0,05	88	17
DBO	< 5	710	112

Source : Nylén et Reedyk (2013)

Aspects relatifs à la conception pour les bassins de retenue

Les bassins de retenue sont conçus pour stocker un volume précis de ruissellement, qui est estimé d'après les données sur les précipitations, l'aire de drainage et les coefficients de ruissellement. Dans le cas où elle exige des bassins de retenue, la réglementation en précise le volume de stockage minimal requis. Dans les autres cas, le volume de stockage requis dépendra des exigences du traitement et du pourcentage du ruissellement annuel que le bassin est censé recueillir. Étant donné que l'eau du bassin peut être très riche en nutriments, il pourrait être nécessaire de la prétraiter avant son rejet afin d'atténuer les risques de pollution des eaux réceptrices. Si elle n'est soumise à aucun traitement avant le rejet, l'eau contenue est souvent épandue comme traitement de fertigation.

Les aspects relatifs à la conception doivent comprendre les suivants :

- Surface requise
- Taille et forme
- Volume du ruissellement et charge sédimentaire
- Précipitations (épisodes d'intensité élevée à court terme)
- Pente
- Fréquence de nettoyage du bassin
- Sortie du bassin
- Stratégie de gestion
- Géologie des sols et de surface

En règle générale, l'emplacement des bassins de retenue est limité aux sols qui sont sans risque sur le plan hydraulique, et les bassins sont assortis de marges de recul minimales par rapport aux plans d'eau et aux puits d'eau souterraine. Il faut tenir compte des caractéristiques de sédimentation des solides présents dans l'eau de ruissellement (p. ex. vitesse de sédimentation, répartition granulométrique) ainsi que du volume du ruissellement et de la charge sédimentaire pour déterminer le volume de stockage requis

et ainsi obtenir le temps de rétention voulu dans le bassin (Gilbertson et Nienaber, 1973; Lott *et al.*, 1994). Les pentes latérales du bassin de retenue ne doivent pas être trop abruptes, sans quoi le sol érodé remplira le bassin. Les pentes latérales sont habituellement comprises entre 2:1 et 4:1 selon la province ou le territoire (Gilbertson *et al.*, 1979; Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, 2014; Alberta Agriculture and Rural Development, 2012; USDA-NRCS, 2006). La majorité des provinces et territoires exigent un revêtement quelconque (argile compactée ou matériau synthétique) pour limiter l'infiltration par le fond. Le plus souvent, la défaillance d'un système de bassin de retenue est attribuable à sa mauvaise conception, y compris une capacité de stockage inadéquate et de fortes pentes de fond qui ne favorisent pas le dépôt des sédiments (Lott *et al.*, 1994).

Gestion des bassins de retenue

Les bassins de retenue requièrent une surveillance et un entretien réguliers pour que l'on puisse s'assurer qu'ils continuent à fonctionner comme prévu. La surveillance comprend des inspections visuelles pour vérifier s'il y a de l'érosion ou des dommages causés par les animaux sauvages; il faut aussi surveiller le niveau d'eau pour s'assurer qu'il y a une revanche suffisante et qu'ainsi, les précipitations puissent être recueillies. L'entretien comprend l'enlèvement périodique des boues et la réparation des bermes endommagées par les animaux fousseurs ou des autres dommages.

Résumé

Les bassins de retenue représentent une bonne première ligne de défense pour traiter l'eau de ruissellement provenant des sites d'hivernage du bétail. Ils constituent un premier traitement très important puisqu'ils permettent la sédimentation primaire et la gestion du rejet vers des systèmes de traitement secondaire. La taille des bassins de retenue dépend du système de traitement secondaire et du moment où l'évacuation aura lieu. Si les systèmes de traitement secondaire sont exploités toute l'année, les bassins de retenue peuvent être conçus pour de plus petits volumes de ruissellement. Par contre, si ces systèmes ne fonctionnent que sur une base saisonnière dans des conditions optimales, les bassins de retenue pourraient devoir être d'une taille permettant de retenir tout le ruissellement nival provenant du site d'hivernage du bétail.

Remarque

Consultez, le cas échéant, les lignes directrices provinciales sur la conception et la construction des bassins de retenue.

Vérifiez la réglementation fédérale et provinciale en matière d'environnement avant toute construction.

Références et liens vers de l'information complémentaire

- Alberta Agriculture and Rural Development. 2012. Factsheet: Catchbasin Design and Management. Agdex 096-101. Available at: [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex14204/\\$file/096-101.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex14204/$file/096-101.pdf) [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Edwards W.M., Owens L.B., and White R.K. 1983. Managing runoff from a small, paved beef feedlot. *J. Environ. Qual.* **12(2)**: 281-281
- Edwards W.M., Owens L.B., White R.K., and Fausey N.R. 1986. Managing feedlot runoff with a settling basin plus tiled infiltration bed. *Trans. ASAE* **29(1)**: 243-247
- Gilbertson C.B., and Nienaber J.A. 1973. Beef cattle feedlot runoff-physical properties. *Trans. ASAE* **16(5)**: 997-1001
- Gilbertson C.B., Nienaber J.A., Gartung J.L., Ellis J.R., and Splinter W.E. 1979. Runoff control comparisons for commercial beef cattle feedlots. *Trans. ASAE* **22(4)**: 842-846
- Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. 2014. Factsheet: Constructing an earthen liquid nutrient storage facility for ASM. Agdex 720/538. Available at: <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/14-011.htm> [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Inch B. 1999. Nowicki constructed wetland demonstration project: interim report. Prairie Farm Rehabilitation Administration. Agriculture and Agri-food Canada. Vegreville Alberta, 28p. App. A-C.
- Kinsley C., Crolla A., and Altimimi S. 2013. From Brown Water to Blue Water – Natural systems to recycle farm effluents: Wetlands Overview Dairy Wastewater Case Study. Eco Farm Day 2013 Workshop Proceedings. 20p. Available: http://cog.ca/ottawa/wp-content/uploads/2013/03/2013_Session_B_Wetlands_Overview_Dairy_Wastewater_Case_Study.pdf [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Lott S.C., R.J. Loch, and Watts P.J. 1994. Settling characteristics of feedlot cattle feces and manure. *Trans. ASAE* **37(1)**: 281-285
- Nylen A., and Reedyk S. 2013. Wintering Site Catchbasin Waste Characterization: Final Report. (Unpublished Report). Science and Technology Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. 41p.
- USDA-NRCS 2006. Vegetative treatment systems for open lot runoff: A collaborative report. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.

Traitements *in situ* dans le bassin de retenue

Introduction

Peu d'études ont été réalisées précisément sur le traitement *in situ* des eaux usées dans les bassins de retenue du ruissellement des installations d'élevage, probablement en raison du coût prohibitif du traitement. Les méthodes de traitement des eaux usées municipales sont efficaces, mais difficiles à adapter sur le plan économique aux bassins de retenue du ruissellement des installations d'élevage. Certaines méthodes de traitement physique, chimique et biologique ont toutefois fait l'objet d'études visant à évaluer leur applicabilité aux effluents d'élevage. Des exemples d'études sur l'aération et la coagulation chimique ainsi que sur les traitements au moyen de plantes flottantes ont été recensés dans le présent rapport.

Aération

Description

L'aération est employée dans les usines de traitement des eaux usées pour favoriser l'activité des bactéries utilisant l'oxygène et ainsi faciliter l'élimination des nutriments et des matières organiques. Les bactéries consomment les nutriments et les matières organiques présents dans les eaux usées et les transforment en dioxyde de carbone, en ammoniac, en de nouvelles cellules et en d'autres déchets qui sédimentent au fond. Les systèmes d'aération typiques conçus pour les petits bassins comprennent un aérateur de surface (mécanique ou pompe et pulvérisation) ou un compresseur et une conduite d'air munie d'un diffuseur qui est submergé à proximité du fond du bassin aéré (Associated Engineering, 2014).

Rendement

McGhee et ses collaborateurs (1973) ont découvert que l'aération avait traité efficacement le ruissellement de parcs d'engraissement dans des études de laboratoire. Au cours d'essais de 1 à 8 jours, les taux d'élimination des SST et de la DBO étaient compris entre 66 et 82 % et 69 et 91 %, respectivement. Dans un essai mené en laboratoire sur le ruissellement de parcs d'engraissement, après 7,8 jours d'aération, Riemersma (2001) a enregistré des taux d'élimination moyens de 59 % pour les SST, de 95 % pour la DBO, de 52 % pour l'AKT, de 71 % pour le NH₃-N et de 40 % pour le PT par rapport aux concentrations initiales dans l'effluent le jour 1. Cependant, les témoins ont aussi présenté des réductions de 32 % (SST), de 53 % (DBO), de 30 % (AKT), de 54 % (NH₃-N) et de 33 % (PT) par rapport aux concentrations initiales dans l'effluent le jour 1. Lorsque l'aération a été appliquée à l'échelle réelle, le traitement a été moins efficace. Au cours de trois essais de lots de 30 à 47 jours, les SST ont augmenté dans deux des essais et ont été réduits de 49 % dans le troisième. Le phosphore total et l'ammoniac ont aussi augmenté dans un des essais, et seules des réductions mineures (< 25 %) du PT et du NH₃-N ont été observées dans les autres. On a cru que la baisse d'efficacité du traitement constatée à l'échelle réelle était reliée au diffuseur d'air à

grosses bulles, lequel n'a pas permis un transfert d'oxygène suffisant (Riemersma, 2001). Dans les Alpes françaises, une étude effectuée sur un réservoir de décantation aéré et un lit de roseaux à écoulement vertical, utilisés pour traiter les effluents d'une ferme laitière, a révélé que l'effet combiné de la décantation et de l'aération dans un réservoir d'aération avait réduit les concentrations dans le ruissellement de 41 % pour la DBO, de 53 % pour les SST, de 39 % pour l'AKT, de 38 % pour le NH₃-N et de 9 % pour le PT (Merlin et Gaillot, 2010).

Coagulation

Description

La coagulation est un procédé utilisé dans le traitement des eaux usées pour faciliter la décantation des solides en suspension. Il s'agit d'un procédé physicochimique dans lequel l'ajout d'une substance chimique (souvent du sulfate d'aluminium ou du chlorure de fer) combiné à un brassage favorise l'apparition d'un flocculat chimique qui finit par se déposer dans le fond du bassin de retenue. Les coagulants chimiques exigent cependant d'être manipulés de façon particulière pour des questions de sécurité, ce qui constitue un inconvénient. Le coagulant peut être créé *in situ* par électrocoagulation, un procédé au cours duquel des ions d'aluminium ou de fer sont produits lorsqu'un courant électrique passe entre une cathode et une anode d'aluminium ou de fer (Chen, 2004).

Rendement

Dans une étude de laboratoire, McGhee et ses collaborateurs (1973) ont découvert que les sels d'aluminium et les sels de fer réduisent effectivement les SST du ruissellement des parcs d'élevage de 97 % et 98 %, respectivement; cependant, les doses requises sont de l'ordre de 2 300 à 2 500 mg/L de coagulant. Ils en ont conclu que le coût du traitement de gros volumes de ruissellement serait prohibitif. De même, Riemersma (2001) a réalisé des essais en laboratoire sur des effluents provenant d'un parc d'élevage en Alberta et a obtenu une réduction de 88 % des SST avec une dose de 1 525 mg/L de FeCl₃. Il a néanmoins lui aussi conclu que la coagulation n'était pas financièrement réaliste en raison des grandes quantités de produits chimiques nécessaires et de l'énergie requise pour un brassage adéquat. On trouve dans la littérature des exemples de l'utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement d'eaux usées agricoles provenant de divers endroits (p. ex. Laridi *et al.*, 2005; Asselein *et al.*, 2008; Thapa *et al.*, 2015), mais ce sont tous des essais menés en laboratoire et la technologie semble en être encore à un stade embryonnaire.

Traitements au moyen de plantes flottantes

Description

Les traitements biologiques au moyen d'algues et de plantes flottantes se sont révélés prometteurs pour traiter les eaux usées domestiques et agricoles (p. ex. Zirschky et Reed, 1988; Dalu et Ndamba, 2003; Sooknah et Wilkey, 2004; Zimmo *et al.*, 2005; Xian *et al.*,

2010). Les traitements par des plantes flottantes reposent sur un principe de base selon lequel non seulement les plantes absorbent des nutriments qui peuvent ensuite être retirés grâce à la récolte des végétaux, mais les masses racinaires offrent aussi des surfaces de croissance pour les biofilms et permettent aux bactéries de transformer la matière organique en nutriments inorganiques utilisables par les plantes et les microorganismes eux-mêmes. On suggère souvent l'utilisation de plantes flottantes comme système de traitement satisfaisant et peu coûteux, mais il existe peu d'exemples d'applications à l'échelle de la ferme.

Rendement

Dans le cadre d'une étude pilote de traitements à base de lenticules et d'algues, Zimmo et son équipe (2005) ont obtenu de modestes réductions de la DBO et des concentrations d'azote et de phosphore mesurées dans des eaux usées domestiques très chargées. Le système comprenait une série de quatre cellules pour chaque traitement. Après la première cellule de traitement, la DBO de l'influent a été réduite de 46 à 50 %, et les concentrations d'azote total et de phosphore total ont été réduites de 14 à 25 % et de 26 à 28 %, respectivement. Les réductions finales après le passage dans les quatre cellules étaient de 85 à 90 % pour la DBO, de 59 à 74 % pour l'azote et de 67 à 91 % pour le phosphore. En règle générale, l'amélioration de la qualité de l'eau a été plus marquée avec le système à base de lenticules qu'avec celui à base d'algues. Aalerts et ses collaborateurs (1996) ont obtenu des réductions similaires pour la DBO, l'AKT et le PT dans un seul étang d'épuration couvert de lenticules, bien que la charge de ces eaux usées ait été beaucoup plus faible. Dalu et Ndamba (2003) ont aussi observé des améliorations de la qualité de l'eau de deux bassins de stabilisation des eaux usées couverts de lenticules. Des essais en laboratoire antérieurs axés sur l'utilisation des lenticules pour traiter les eaux usées domestiques ont également révélé de modestes améliorations qui ont permis aux chercheurs de conclure que les lentilles pouvaient améliorer le rendement en ce qui concerne la DBO, et l'élimination des nutriments et des solides en suspension (Vermaat et Hanif, 1998; Zirschky et Sherwood, 1988). On trouve aussi des exemples d'études menées en laboratoire dans le but de déterminer si des plantes flottant librement, comme la jacinthe d'eau, l'hydrocotyle à ombelle et la laitue d'eau, réduisaient efficacement les contaminants dans l'eau des parcs d'engraissement. Ces études révèlent des taux d'élimination comparables à ceux obtenus avec les lenticules (Sooknah et Wilkie, 2004; Rizzo *et al.*, 2012).

Les lits de macrophytes flottants, parfois appelés îles flottantes à végétaliser (IFV), dans lesquels poussent des plantes émergentes sont des structures flottantes aménagées artificiellement et constituent une autre méthode de traitement biologique. Une étude sur le traitement des eaux usées d'un élevage porcin, menée en laboratoire à l'aide d'un système de lit de macrophytes flottant aménagé, a montré qu'après un traitement de 35 jours, les concentrations d'azote total et de phosphore total avaient diminué de 80 à 84 % et de 88 à 90 %, respectivement, dans le système de lit de macrophytes comparativement à des réductions de 69 % et de 71 % pour l'azote total et le phosphore total dans les témoins (Xian *et al.*, 2009). Dans une étude qu'ils ont réalisée à l'échelle de banc d'essai avec des effluents porcins d'un étang concentrés au maximum, Hubbard et

son équipe (2004) ont obtenu par calcul des taux d'élimination dans la zone racinaire de la colonne d'eau de 43 à 52 % pour l'azote et de 34 à 51 % pour le phosphore. Dans une étude axée sur les eaux usées domestiques, Van de Moortel et ses collaborateurs (2010) ont mis en évidence des taux d'élimination de 45 % et de 22 % pour l'azote total et le phosphore total avec un système d'îles flottantes comparativement à des taux d'élimination de 15 % et de 6 % pour l'azote total et le phosphore total avec les témoins. Stewart et son équipe (2008) ont établi au moyen d'une étude menée en laboratoire que les IFV de BioHaven pouvaient éliminer 10 600 mg de nitrate par jour, 273 mg d'ammonium par jour et 428 mg de phosphate par jour par unité de volume d'une île (0,093 m² sur 0,183 m ou 1 pi² sur 0,6 pi d'épaisseur).

Aspects relatifs à la conception pour les traitements *in situ*

Les critères de conception devant être pris en considération pour les traitements *in situ* varient selon le type de traitement; toutefois, la première étape devrait comprendre la caractérisation des eaux usées. Avec l'aération, la taille, la profondeur et le volume du bassin de retenue pourraient influencer sur le type d'aérateur. L'aération de surface à l'aide d'une simple pompe et d'un vaporisateur pourrait suffire pour les bassins peu profonds (< 2 m), tandis qu'une aération diffusée sous la surface pourrait être meilleure pour les bassins profonds (Associated Engineering, 2014). Avec les systèmes d'aération par diffusion submergés, les diffuseurs à fines bulles offrent une efficacité du transfert d'oxygène supérieure aux diffuseurs à grosses bulles (Boyd, 1998); par contre, les diffuseurs sont sujets à l'encrassement et pourraient nécessiter plus d'entretien. Certaines études donnent à penser qu'une aération intermittente, suivant un cycle de fonctionnement intermittent d'une heure sur deux, améliorerait le rendement et réduirait les coûts de l'énergie (Associated Engineering, 2014). La coagulation requiert un système pour brasser le coagulant et faire circuler la substance chimique partout dans le bassin et ainsi favoriser la floculation. Dans les bassins où l'apport d'eau est faible, cette méthode a été réalisée au moyen d'une pompe couplée à un vaporisateur, un système d'aération ou un moteur de bateau pour faire circuler les boues dans l'ensemble du bassin. Il faut également tenir compte des exigences en matière de sécurité pour la manipulation des substances chimiques et leur application. Avec les systèmes de traitement à base de lenticules, il faut élaborer une méthode pour récolter périodiquement les lenticules. Dans les petits bassins, on y est arrivé en utilisant un bras articulé pour déplacer les lenticules jusqu'au bord et en les retirant manuellement avec un filet ou une pelle. Avec les lits de macrophytes flottants, l'eau doit circuler dans la zone racinaire des plantes; par conséquent, on combine souvent cette technologie à un système d'aération.

Aspects relatifs à la gestion pour les traitements *in situ*

L'élimination des boues devient importante avec la décantation accrue de solides attribuable aux traitements *in situ*, en particulier lorsque la coagulation est la méthode utilisée. Dans le cas des traitements aux lenticules, la culture de ces dernières doit être gérée de manière à ce que la densité soit telle que la culture couvre la surface du bassin, mais qu'il y ait quand même assez d'espace pour que la croissance se poursuive. Les îles

flottantes à végétaliser pourraient nécessiter la replantation ou la récolte périodiques de plantes de même que la protection de ces dernières contre les prédateurs.

Résumé

Les méthodes de traitement biologique avec les plantes flottantes sont peut-être les méthodes de traitement *in situ* les plus rentables pour les bassins de retenue des effluents de sites d'hivernage, mais peu d'études à l'échelle de la ferme ont été menées sur ces méthodes. L'aération peut être réalisée de manière relativement rentable, et l'amélioration graduelle de la qualité de l'eau attribuable à l'aération devrait accroître l'efficacité des traitements secondaires, mais comme c'est le cas de tout traitement biologique, il existe peu de données sur son applicabilité au traitement des eaux usées des exploitations agricoles. Même si la coagulation à l'aide d'une substance chimique est une technologie éprouvée pour le traitement de l'eau potable et des eaux usées domestiques, son adaptation au traitement des effluents d'élevage pourrait se révéler trop coûteuse. Si le contenu du bassin doit être rejeté dans l'environnement, il est probable que le traitement *in situ* à lui seul ne suffise pas et qu'un traitement additionnel soit nécessaire avant le rejet.

Références et liens vers de l'information complémentaire

- Aalerts G.J., Mahbubar M.R. and Kelderman P. 1996. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. *Water Research* **30(4)**: 843-852
- Asselein M., Drogui P., Benmoussa H., and Blais J-F. 2008. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. *Chemosphere* **72**: 1727-1733
- Associated Engineering. 2014. Primary (in-situ) Treatment Options for use in Livestock Seasonal Wintering Site Holding Ponds. Report for Agriculture and Agri-Food Canada, Regina, SK.
- Boyd C.E. 1998. Pond water aeration systems. *Aquacultural Engineering* **18**: 9-40
- Chen G. 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* **38**: 11-41
- Dalu, J.M. and Ndamba J. 2003. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). *Physics and Chemistry of the Earth* **28**: 1147-1160.
- Hubbard R.K., Gascho G.J., and Newton G.L. 2004. Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater. *Trans. ASAE* **47(6)**: 1963-1972

- Laridi R., Drogui P., Benmoussa H., Blais J-F., and Auclair J.C. 2005. Removal of refractory organic compounds in liquid swine manure obtained from a biofiltration process using an electrochemical treatment. *Journal of Environmental Engineering* **131(9)**: 1302-1310
- McGhee T.J., Torrens R.L., and Ronald J. 1973. Aerobic treatment of feedlot runoff. *Journal Water Pollution Control Federation*. **45(9)**: 1865-1873
- Merlin G. and Gaillot A. 2010. Treatment of dairy farm effluents using a settling tank and reed beds: performance analysis of a farm-scale system. *Trans. ASABE* **53(5)**: 1681-1688
- Riemersma, S.L. 2001. Appropriate Treatment and Management Options for Beef Feedlot Runoff in Alberta. A thesis submitted to the Faculty of Graduate Studies in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science. Department of Civil Engineering. University of Calgary. Calgary, AB. 145p.
- Rizzo P.F., Arreghini S., Serafini R.J.M., Bres P.A., Crespo D.E. and Fabrizio de Iorio A.R. 2012. Remediation of feedlot effluents using aquatic plants. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* **44(2)**: 47-64
- Sooknah R.D. and Wilkie A.C. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering* **22**: 27-42
- Stewart, F. M., Mulholland T., Cunningham A. B., Kania B. G., & Osterlund M. T. 2008. Floating islands as an alternative to constructed wetlands for treatment of excess nutrients from agricultural and municipal wastes - results of laboratory scale tests. *Land Contamination and Reclamation* **16**: 25-33
- Thapa A., Rahman S., and Borhan M.S. 2015. Remediation of feedlot nutrients runoff by electrocoagulation process. *American Journal of Environmental Science* **11(5)**: 366-379
- Van de Moortel A.M.K., Meers E., De Pauw N. and Tack F.M.G. 2010. Effects of vegetation, season, and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. *Water Air Soil Pollution* **212**: 281-297
- Vermaat J.E. and Hanif M.K. 1998. Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla filiculoides* on different types of wastewater. *Water Research* **32(9)**: 2569-2576
- Xian Q., Hu L., Chen H., Chang Z., and Zou H. 2010. Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system. *Journal of Environmental Management* **91**: 2657-2661.

Zimmo O. R., van der Steen N. P. and Gijzen H. J. 2005 Effect of Organic Surface Load on Process Performance of Pilot-Scale Algae and Duckweed-Based Waste Stabilization Ponds. *Journal of Environmental Engineering* **131(4)**: 587-594

Zirschky J. and Reed S.C. 1988. The use of duckweed for wastewater treatment. *Journal Water Pollution Control Federation* **60(7)**: 1253-1258

Systemes de traitement végétalisés

Introduction

Un système de traitement végétalisé (STV) est une autre technologie qui réduit la quantité de nutriments et d'agents pathogènes dans les effluents d'élevage. Un STV se définit en quelque sorte comme un système dans lequel une zone de végétation permanente est utilisée pour traiter le ruissellement par infiltration, décantation, dilution, filtration et absorption des polluants (Toombs, 1997).

Les STV sont placés au bas de la pente d'un parc d'engraissement ouvert ou d'un bassin de décantation. Les STV se sont révélés des solutions rentables, réalistes et écologiques pour la manipulation des eaux usées et des eaux de ruissellement agricoles (Dillaha *et al.*, 1989).

La présente analyse s'appuie sur un article antérieur de Koelsch et son équipe (2006) dans lequel ils examinent la documentation publiée sur les systèmes de traitement végétalisés appliqués à la gestion des effluents d'élevage. La plupart des études ont été réalisées dans le nord et le centre-ouest des États-Unis, mais cinq références à des études faites au Canada ont été trouvées. Certaines études ont été menées sur plusieurs sites. Les études ont été séparées en recherches sur les bassins d'infiltration végétalisés (BIV) et les bandes végétatives filtrantes (BVF), lesquelles sont parfois appelées zones de traitement végétalisées (ZTV).

Description des BVF et des BIV

Les BIV et les BVF peuvent être décrits comme des zones où sont cultivées des graminées ou des plantes fourragères vivaces, lesquelles utilisent les capacités de traitement de la matière végétale et du sol pour l'élimination des polluants éventuels (USDA-NRCS, 2006). Dans un BIV, toutes les eaux usées qui entrent dans la zone végétative s'y infiltrent et un réseau de drainage souterrain collecte les eaux infiltrées et les évacue vers la prochaine étape de traitement (habituellement une BVF). Dans une BVF, les eaux évacuées peuvent atteindre la fin de la bande ou non selon la quantité d'eau, le débit et le taux d'infiltration. En couplant un BIV à une BVF, on obtient des taux d'élimination des contaminants des effluents d'élevage supérieurs à ceux obtenus avec un seul système. Dans les deux systèmes, le prétraitement de l'eau dans un bassin de retenue améliorera les taux d'élimination des polluants. Lorsqu'un système de BVF ou de BIV n'est pas couplé à un bassin de retenue, le ruissellement passe directement du parc d'engraissement à la végétation.

Rendement

En Amérique du Nord, beaucoup de recherche a été faite sur l'utilisation des STV pour le traitement des effluents d'élevage, en particulier aux États-Unis. Les réductions moyennes des concentrations sont résumées séparément pour les exemples canadiens (n = 12 sites, toutes des BVF) et les systèmes de BVF de BIV d'autres régions

(n = 35 sites et n = 6 sites, respectivement). Dans le cas des études n'ayant fourni que des résultats résumés des réductions moyennes pour plusieurs sites, une pondération a été appliquée en fonction du nombre de sites compris dans le rapport. Une analyse plus détaillée des exemples canadiens est présentée ci-après. Toutes les études desquelles les données ont été extraites sont énumérées dans la section des références.

Réductions moyennes des concentrations obtenues avec les systèmes de traitement végétalisés

	Réduction moyenne des concentrations (%)				
	SST	AKT	NH ₃ -N	DBO	PT
BVF (sites canadiens)	88	83	91	58*	71
BVF (autres régions)	74	64	56	62	54
BIV (autres régions)	79	80	81	77	83

*Résultats d'une étude; ils représentent la moyenne de cinq sites (Toombs, 1997)

Les variations de l'efficacité des traitements sont reliées aux différences dans la végétation, la pente, les types de sol, la taille de la bande filtrante et la concentration de solides de l'influent. Dans certaines études, on fait état de réductions des concentrations dépassant 90 % pour certains paramètres (Koelsch *et al.*, 2006); cependant, les réductions médianes des concentrations dans les études examinées étaient généralement de l'ordre de 65 à 80 %. Bien que certaines études aient fait état d'augmentations des concentrations par suite du passage dans les systèmes de traitement végétalisés, les systèmes ont réduit efficacement les charges totales (p. ex. Komor et Hansen, 2003). Même si les STV réduisent efficacement les concentrations d'azote total, dans bon nombre d'études, des augmentations des concentrations de nitrate ont été observées par suite du passage dans les BVF et les BIV (p. ex. Anderson *et al.*, 2013; Bhattarai *et al.*, 2009; Koelsch *et al.*, 2006).

Les valeurs moyennes d'efficacité des traitements rapportées dans les exemples canadiens examinés étaient légèrement plus élevées que celles obtenues dans les autres régions; toutefois, le nombre d'études canadiennes était significativement moins élevé. Dans une étude menée à l'échelle réelle au Québec, Pelletier et ses collaborateurs (2008) ont enregistré des taux d'élimination pour l'azote et le phosphore de l'ordre de 75 à 99 %, mais ont découvert qu'au cours de la fonte des neiges, les concentrations de nutriments à la sortie de la bande filtrante étaient souvent supérieures aux lignes directrices. Telle qu'elle avait été conçue, la bande filtrante était censée être une bande filtrante à rejet nul, mais elle était inefficace durant la fonte des neiges. Pour régler ce problème, les chercheurs ont ajouté de petits bassins de retenue dans le but de stocker temporairement une partie du ruissellement durant les épisodes de fonte des neiges importants (Pelletier *et al.*, 2014). La conception modifiée a réduit efficacement la quantité d'eau de ruissellement sortant de la BVF, ce qui a permis d'atteindre le rejet nul en un an et de limiter à 7 % le débit sortant dans l'autre année. Dans une étude effectuée en Ontario, qui portait sur quatre bandes végétatives filtrantes à l'échelle de la ferme, Toombs et son équipe (1997) ont constaté que les taux d'élimination maximaux dépassaient 93 % pour tous les paramètres; cependant, les taux d'élimination moyens étaient beaucoup plus

modestes et très variables. Le taux de réduction moyen pour le phosphore total s'élevait à seulement 31 % et celui de la DBO, à 51 % (Toombs *et al.*, 1997). Les auteurs ont attribué ces résultats à la qualité variable du ruissellement et aux limites de la méthode de l'échantillon ponctuel utilisée pour le prélèvement. Toutefois, dans un cinquième site, où la BVF se trouvait en aval d'un milieu humide, la BVF a produit des taux d'élimination élevés pour les SST, l'azote, le phosphore et la DBO; ces taux étaient compris entre 75 et 97 % (Toombs, 1997). Une étude de démonstration menée au Manitoba a combiné l'utilisation d'une bande végétative filtrante à rejet nul à celle d'un système d'irrigation portable pour gérer les eaux de ruissellement d'un site d'hivernage qui étaient stockées dans un bassin de retenue (Holweger et Timmerman, 2014). L'équipe de l'étude a ajouté le système d'irrigation portable après avoir constaté que la bande végétative filtrante ne pouvait atteindre le rejet nul en raison de volumes de ruissellement plus élevés que prévu certaines années. Aucune donnée sur le rendement de la BVF n'a été consignée.

Schellinger et ses collaborateurs (1992) ont réalisé une étude dans des climats plus froids du Vermont, aux États-Unis. Les résultats ont révélé une réduction non significative de la quantité de solides, de phosphore, d'azote et de bactéries dans le volume de surface, et les auteurs ont relié le faible rendement aux taux de charge hydraulique excessifs, ce qui s'est traduit par un temps de rétention inadéquat et un écoulement préférentiel dans les réseaux de drainage souterrains. Dans leur analyse, Schellinger et ses collaborateurs (1992) ont également cité trois autres études effectuées dans des climats froids des États-Unis (Martel *et al.*, 1980; Walter *et al.*, 1983; Schwer et Clausen, 1989) qui ont fait état de rendements d'une bande filtrante diminués durant l'hiver et la fonte printanière pour les eaux de ruissellement d'une ferme laitière.

Conception des STV

Les BVF et les BIV sont simples sur le plan de la technologie. Il y a cependant quatre aspects déterminants de leur conception (emplacement, taille, propriétés de l'écoulement et matière végétale) qui influent sur leur rendement. Un prétraitement pour la décantation des solides et un stockage temporaire sont aussi deux éléments essentiels à l'efficacité accrue du système de traitement végétalisé, en particulier dans les climats froids. L'utilisation d'un réseau de drainage avec un BIV ajoute un autre élément à l'ensemble. La conception du réseau de drainage nécessitera des calculs pour la profondeur, l'espacement et la taille des canalisations. Ces dernières doivent être installées plus profondément que la nappe phréatique haute, mais au-dessus de la nappe phréatique basse, afin d'éviter que l'eau ne s'écoule toute l'année du système de drainage.

Les aspects relatifs à la conception doivent comprendre les suivants :

- Emplacement
- Taille
- Écoulement en nappe
- Matières végétales
- Limites de la pente
- Régulation de l'évacuation
- Bassin de prétraitement/décantation

Emplacement

L'emplacement d'un STV doit être étudié avec soin pour que soit évité tout effet négatif environnemental sur les réseaux d'eau de surface et d'eau souterraine. Une analyse des risques doit être faite pour évaluer toute connexion possible avec les eaux souterraines et les eaux de surface. Une analyse des risques doit aussi être réalisée pour évaluer le risque de mauvaises odeurs. Certains sites pourraient être inacceptables si certaines de leurs caractéristiques ne conviennent pas, notamment la pente, la zone, la teneur du sol en nutriments, les propriétés géologiques ou le degré de proximité avec les réseaux publics ou privés d'alimentation en eau.

Les facteurs à prendre en considération dans le choix de l'emplacement d'une BVF ou d'un BIV sont les suivants :

- La sélection du site doit comprendre une évaluation et un examen du type de sol, de l'emplacement des milieux humides, des eaux de surfaces, des cours d'eau, de la direction des vents dominants, de la profondeur des eaux souterraines (nappes phréatiques régionales, diagraphies de forage), des propriétés géologiques, des puits et des fosses septiques, de la topographie, des plaines inondables, du degré de proximité avec les immeubles ou les routes.
- La sélection du site doit comprendre une évaluation du sol visant à vérifier si les taux d'infiltration sont acceptables.
- Les sites à faibles pentes sont préférables pour favoriser l'écoulement en nappe et empêcher l'écoulement en chenal.

Les sites qui ne conviennent pas aux BVF ou aux BIV sont ceux qui ont, entre autres, les caractéristiques suivantes :

- des pentes supérieures à 8 à 10 %;
- une superficie de moins de 1 acre de terre disponible pour la BVF, par acre de superficie de parc d'engraissement;
- un sol très riche en phosphate;
- certaines propriétés géologiques, notamment un substrat rocheux peu profond fracturé ou exposé, des puits absorbants;
- une distance inférieure à 30 m d'un puits privé ou de 300 m d'une installation publique d'alimentation en eau.

Taille

Deux méthodes sont couramment utilisées pour déterminer la largeur de la BVF. L'une d'elles nécessite la réalisation d'un bilan des nutriments entre les nutriments présents dans le ruissellement et ceux prélevés par la matière végétale. L'autre méthode consiste à établir un bilan hydrique où le taux de ruissellement du parc d'engraissement est comparé au taux d'infiltration de la superficie de terre utilisée pour la BVF. Pour réaliser le bilan des nutriments ou le bilan hydrique, il faut déterminer de nombreux paramètres tels que le volume du ruissellement, la masse des nutriments, les taux d'infiltration du sol, les taux de ruissellement, etc. Toutefois, pour estimer rapidement et facilement la taille de la BVF, on peut utiliser le rapport de la surface de la bande végétative filtrante sur la surface de drainage du parc d'engraissement. Un rapport supérieur à deux assure généralement des taux d'élimination plus constants et plus de 50 % de piégeage (Koelsch *et al.*, 2006).

Pente

Il est essentiel de ne pas perdre de vue les limites de la pente pour la conception des BVF et des BIV. Une pente d'au moins 1 % et d'au plus 5 % correspond à la plage définissant une pente optimale pour les STV (USDA-NRCS, 2006).

Écoulement en nappe

L'écoulement est un autre important facteur de conception d'une BVF. L'écoulement doit être réparti uniformément sur l'ensemble de la superficie de la BVF de manière à maximiser l'infiltration, à réduire la vitesse de l'écoulement et à favoriser la décantation des particules en suspension.

Matières végétales

Le choix des matières végétales est un facteur essentiel à la conception d'une BVF. Les plantes fourragères ou autres plantes cultivées doivent être choisies pour leur degré de tolérance au climat local, aux inondations et aux sols saturés ainsi qu'aux concentrations de sel. Pour l'élimination de l'azote nitrique, au moins 50 % des espèces de saison fraîche et toutes les légumineuses doivent avoir des racines profondes (≥ 1 m). L'âge de la végétation influe aussi sur la capacité d'infiltration; la végétation plus âgée semble avoir une meilleure capacité d'infiltration, ce qui, par conséquent, accroît l'élimination des contaminants solubles (Schmitt *et al.*, 1999; Udawatta *et al.*, 2002). Aussi, il est important que la plantation de la bande végétative soit dense et diversifiée pour assurer une croissance et une élimination des nutriments maximales tout au long de l'année.

Prétraitement

En ce qui concerne les STV, en particulier ceux que l'on trouve dans les climats froids, l'utilisation d'un bassin de sédimentation comme prétraitement est fortement

recommandée pour recueillir le ruissellement printanier et permettre la régulation et la planification dans le temps des rejets vers l'aire de traitement végétalisée durant l'écoulement printanier et les cycles de gel-dégel. Un bassin de prétraitement favorise aussi la décantation des solides, ce qui limitera leur accumulation à l'avant de l'aire végétalisée et réduira au minimum les dommages à la végétation et le risque d'écoulement en chenal dans le STV.

Régulation de l'évacuation

La présence d'un mécanisme de régulation de la quantité d'eau acheminée dans le STV contribuera à maximiser la possibilité d'atteindre les cibles de rendement. Choisir le moment du rejet des liquides d'un bassin de décantation permet d'obtenir les volumes appropriés au moment voulu pour le traitement.

Pour en savoir davantage sur la conception, consultez les références suivantes : Vegetative Treatment Systems for Open Lot Runoff (USDA-NRCS, 2006) et Vegetative Filter Strips System Design Manual (Ontario Ministry of Agriculture, Foods and Rural Affairs, 2006).

Gestion des STV

La bonne gestion des STV est essentielle pour que le rendement soit à la hauteur des attentes et que la longévité du système soit augmentée. Les enjeux cruciaux en matière de gestion comprennent notamment la gestion et la récolte de la végétation, la gestion et le suivi de la concentration des nutriments, et la régulation du rejet des eaux de ruissellement dans le STV. Il faut également veiller à ce que l'écoulement se fasse en nappe.

Les eaux de drainage traitées du BIV ne doivent pas être rejetées directement dans les eaux de surface. Elles doivent être soumises à un autre traitement.

Résumé

Un STV est une bonne façon de traiter les eaux usées provenant de sites confinés utilisés pour le bétail. Il faut approfondir la recherche dans les climats frais où il y a des cycles de gel-dégel. L'emplacement, la taille, l'écoulement en nappe, le choix des matières végétales, les limites de la pente, la régulation de l'évacuation ainsi que la présence de bassins de prétraitement/décantation sont les facteurs les plus importants à prendre en considération au moment de concevoir une aire de traitement végétalisée. Dans les climats frais, où le ruissellement des zones de confinement se produit durant la fonte des neiges, il est particulièrement important d'intégrer un bassin de stockage avant la BVF afin de faciliter la régulation du volume des rejets. Il n'est pas nécessaire que le bassin recueille tout le ruissellement, mais il doit être de la taille requise pour recueillir le volume de ruissellement d'un orage d'une heure à récurrence d'une fois en dix ans de manière à ce que le stockage puisse se faire durant les périodes où le ruissellement est exceptionnellement important (p. ex. dégel rapide, pluie sur neige).

Remarque

Consultez, le cas échéant, les lignes directrices provinciales sur la conception et la construction des systèmes de traitement végétalisés.

Vérifiez la réglementation fédérale et provinciale en matière d'environnement avant toute construction.

Références et liens vers de l'information complémentaire

- Anderson D.S., Burns R.T., Moody L.B., Helmers M.J., Bond B., Khanijo I., and Pederson C. 2013. Impact of system management on vegetative treatment system effluent concentrations. *Journal of Environmental Management* **125**: 55-67
- Bhattarai R., Kalita P.K., and Patel M.K. 2009. Nutrient transport through a vegetated filter strip with subsurface drainage. *Journal of Environmental Management* **90**: 1868-1876
- Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S., and Lee D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. ASAE* **32(2)**: 513-519
- Douglas-Mankin K.R. and Okoren C.G. 2011. Field assessment of bacteria and nutrient removal by vegetative filter strips. *Int. J. Agric. and Biol. Eng* **4(2)**: 43-49
- Fédération des producteurs de bovins du Québec. 1999. Guide to Environmentally Sound Beef Cattle Manure Management Practices. Published by: La Fédération des producteurs de bovins du Québec, Le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, and Le ministère de l'Environnement du Québec. 25p. Available at <https://www.agrireseau.net/bovinsboucherie/Documents/bb422.pdf> [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Holweger U. and Timmerman D. 2014. Characterization and Management of Livestock Pen Runoff using Vegetative Filter Strips. Presentation at the Canadian Water Resources Association Annual Conference. Hamilton, Ontario. Available at <https://www.cwra.org/en/18-cwra-membership> [Accessed: 22 Aug, 2016]
- Koelsch R.K., Lorimor J.C., and Mankin K.R. 2006. Vegetative treatment systems for management of open lot runoff: Review of literature. *Applied Engineering in Agriculture* **22(1)**: 141-153.
- Komor S.C. and Hansen D.S. 2003. Attenuation of runoff and chemical loads in grass filter strips at two cattle feedlots, Minnesota, 1995-1998. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations report 03-4036. Denver, CO. 15p. Available at: <http://pubs.usgs.gov/wri/wri03-4036/pdf/03-4036.book.pdf> [Accessed: 22 Aug. 2016]

- Lorimor J.C., Shouse S., and Miller W. 2002. Factsheet: Vegetative Filter Strips for Open Feedlot Runoff Treatment. Iowa State University. PM 1919. Available at: <https://store.extension.iastate.edu/Product/5520> [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Mankin K.R., Barnes P.L., Harner J.P., Kalita P.K., and Boyer J.E. 2006. Field evaluation of vegetative filter effectiveness and runoff quality from unstocked feedlots. *Journal of Soil and Water Conservation* **61(4)**: 209-217
- Martel C.J., Jenkins T.F., and Palazzo A.J. 1980. Wastewater treatment in cold regions by overland flow. CRREL Rep. 80-7. U.S. Army Cold Regions Res. And Eng. Lab., Hanover, NH.
- Ontario Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs. 2006. Vegetative Filter Strip System Design Manual. Publication 0826E. Ontario Ministry of Agriculture, Foods and Rural Affairs. Toronto, ON. 150p.
- Pelletier F., Godbout S., and Joncas R. 2008. Étude environnementale des enclos d'hivernage de vaches-veaux : analyses complémentaires. Rapport final. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement. 69p.
- Pelletier F., Godbout S., Sporkmann K.H., Georg H., and Belzile L. 2014. Amélioration de l'efficacité environnementale des aires d'hivernage : validation d'un nouveau concept. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement. 55p.
- Rahman S., Rahman A., Wiederhold R. 2011. Factsheet: Vegetative Filter Strips Reduce Feedlot Runoff Pollutants. NDSU Extension Service. NM1591. Available at: <https://www.ag.ndsu.edu/publications/landing-pages/livestock/vegetative-filter-strips-reduce-feedlot-runoff-pollutants-nm1591> [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Schellinger G.R. and Clausen J.C. 1992. Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions. *Journal of Environmental Quality* **21(1)**: 40-45
- Schwer, C.B. and J.C. Clausen. 1989. Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater. *Journal of Environmental Quality* **18**: 446-451.
- Schmitt T.J., Dosskey M.G., Hoagland, K.D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality* **28**: 1479-1489.
- Udawatta, R.P., Krstansky J.J., Henderson G.S., and Garrett H.E. 2002. Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: A paired watershed comparison. *J. Environ. Qual.* **31**: 1214-1225.
- Toombs M.R. 1997. Evaluation of Vegetative Filter Strips (VFS) to Treat Beef Feedlot. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. Available at: <http://agrienvarchive.ca/gp/download/oca.pdf> [Accessed: 22 Aug. 2016]

USDA-NRCS 2006. Vegetative treatment systems for open lot runoff: A collaborative report. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.

Walter M.F., Loehr R.C., Linkenheil R. J., Sherman D.F., Richards B. K. and Robillard P.D. 1983. Evaluation of Milkhouse Wastewater Treatment (Unpublished Report). Department of Agricultural and Biological Engineering, Cornell University, Ithaca, New York.

Young R.A., Huntrods T., and Anderson W. 1980. Effectiveness of vegetated filter strips in controlling pollution from feedlot runoff. *J. Environ. Qual.* **9(3)**: 483-487

Milieux humides aménagés

Introduction

Un milieu humide aménagé est un système artificiel visant à imiter le cycle des nutriments et les processus biologiques qui se produisent dans un milieu humide naturel, dans le but de filtrer et de retirer les nutriments, les sédiments et d'autres polluants des sources d'eaux usées (Miller *et al.*, 2012; Kadlec et Knight, 1996). De nombreuses études ont été réalisées sur le potentiel des milieux humides aménagés en matière de traitement des eaux usées provenant des fermes d'élevage, même si la majorité de ces études portaient essentiellement sur les eaux usées de fermes laitières.

Les milieux humides aménagés réduisent les concentrations de polluants grâce à une association de moyens physiques, chimiques et biologiques. Les sédiments et autres matières particulaires peuvent être éliminés de l'eau par décantation pendant que les plantes et les microorganismes créent un environnement qui permet la transformation et l'utilisation des nutriments. Les milieux humides aménagés peuvent aussi contribuer à accroître la biodiversité en offrant un habitat aux insectes, aux oiseaux et aux animaux sauvages.

Le présent aperçu s'appuie sur des analyses antérieures de milieux humides aménagés utilisés pour traiter les effluents d'élevage dans des régions au climat frais ou froid (Knight *et al.*, 2000; Cronk, 1995; Vyzmal, 2007; Harrington et McInnes, 2009; Healy et O'Flynn, 2011) et met plus particulièrement l'accent sur les études menées au Canada. Plus de dix études faites au Canada ont été relevées; la majorité d'entre elles se sont déroulées dans l'est du pays, bien que certaines études aient aussi eu lieu dans les Prairies.

Description des milieux humides aménagés

Il existe deux principaux types de milieux humides aménagés ayant servi à traiter les effluents d'élevage : les milieux à écoulement en surface (ou eau de surface libre) et ceux à écoulement sous la surface, et chaque type peut être divisé en plusieurs sous-types ou variations sur le plan de la conception (USDA-NRCS, 2009). Les systèmes à écoulement en surface (ES) présentent des eaux de surface libres exposées directement à l'atmosphère et comprennent généralement une combinaison de zones profondes et de zones peu profondes. Les zones peu profondes renferment des plantes aquatiques enracinées ou des tapis flottants de plantes aquatiques réparties uniformément, alors que les zones profondes sont souvent exemptes de plantes, bien que certaines zones profondes puissent aussi contenir des plantes aquatiques flottantes. Les systèmes à écoulement sous la surface (ESS) comprennent une couche d'un milieu poreux (p. ex. gravier, sable ou roches) au travers duquel l'eau circule horizontalement sous le niveau du sol. Les plantes émergentes enracinées sont souvent plantées partout dans le lit de gravier. On trouve aussi des exemples de milieux humides à écoulement vertical sous la surface où les eaux usées coulent goutte à goutte verticalement à travers un milieu poreux (p. ex. Merlin et Gaillot, 2010) et des milieux humides de traitement flottants où les plantes sont

enracinées dans un tapis flottant (p. ex. Hubbard *et al.*, 2004; Van de Moortel *et al.*, 2010).

Un milieu humide aménagé est habituellement l'un des éléments d'un système de traitement plus gros. En règle générale, un bassin de décantation recueille d'abord les eaux usées et permet l'application d'un premier prétraitement. Les systèmes de traitement contiennent souvent une série de cellules marécageuses où les eaux évacuées de la dernière cellule s'écoulent sur une aire végétalisée avant d'être finalement rejetées dans l'environnement. Dans certaines provinces ou certains territoires, l'effluent des milieux humides aménagés ne peut être rejeté dans un plan d'eau et doit être épandu (USDA-NRCS, 2009).

Rendement des milieux humides aménagés

Des études menées à l'échelle réelle partout aux États-Unis, au Canada, en Europe et au Royaume-Uni ont fait état de l'efficacité des milieux humides aménagés dans le traitement des effluents d'élevage qu'ils reçoivent. La plupart des études concernaient des fermes laitières; cependant, les effluents des fermes laitières sont comparables et, en fait, souvent plus concentrés (la DBO est particulièrement élevée) que les effluents des sites d'hivernage des bovins. Les taux d'efficacité des différents types de milieux humides aménagés utilisés pour traiter les effluents d'élevage sont résumés dans divers articles (Cronk, 1995; Pries *et al.*, 1996; Knight *et al.*, 2000; Vyzamal, 2007; Harrington et McInnes, 2009; Healy et O'Flynn, 2011). Bon nombre des systèmes de milieux humides aménagés étudiés étaient des milieux à écoulement en surface, lesquels sont généralement recommandés pour les effluents d'élevage plutôt que les milieux à écoulement sous la surface en raison des concentrations relativement élevées de solides en suspension dans les effluents d'élevage et du risque d'obstruction dans les milieux ESS (USDA-NRCS, 2009). Le présent résumé est axé sur les systèmes à grande échelle et à écoulement de l'eau de surface libre traitant les eaux usées d'installations bovines ou laitières dans les régions au climat frais ou froid. Les réductions moyennes des concentrations sont résumées séparément pour les études canadiennes ($n = 13$) et celles des autres régions combinées ($n_{\max} = 158$). Dans le cas des autres régions, les études qui n'ont fourni que des résultats résumés des réductions moyennes pour plusieurs sites ont été incluses dans l'analyse de deux façons : d'abord en pondérant les résultats en fonction du nombre de sites compris dans le rapport, et ensuite en traitant les résultats comme une seule entrée, puisqu'il était impossible de déterminer si un site était inclus dans plus d'un rapport. Une analyse plus détaillée des exemples canadiens est présentée ci-après. Toutes les études desquelles les données ont été extraites sont énumérées dans la section des références.

Réductions moyennes des concentrations obtenues avec les milieux humides aménagés à écoulement horizontal en surface

	Réduction moyenne des concentrations (%)				
	SST	AKT	NH ₃ -N	DBO	PT
Sites canadiens	66	65	80	81	55
Autres régions (données pondérées)	61	45	58	75	55
Autres régions (données non pondérées)	81	55	71	81	66

Les taux d'efficacité peuvent être variables et sont influencés par la conception et le fonctionnement. Werker et ses collaborateurs (2002) ont indiqué qu'il est difficile de comparer les études entre elles en raison du grand nombre de facteurs influant sur l'efficacité des traitements et que des indicateurs biologiques et hydrologiques de référence doivent être élaborés pour que l'on comprenne mieux comment fonctionnent les différentes conceptions techniques. Dans certaines études, les chercheurs ont obtenu des réductions des concentrations dépassant 95 % pour certains paramètres (p. ex. Smith *et al.*, 2006; Jamieson *et al.*, 2007; Mustafa *et al.*, 2009; Forbes *et al.*, 2011; Newman *et al.*, 2000), y compris durant l'exploitation hivernale (Smith *et al.*, 2006). Cependant, en moyenne, les réductions des concentrations dans les études examinées étaient généralement de l'ordre de 60 à 80 %. La plage des valeurs d'efficacité du traitement rapportée dans les exemples canadiens examinés était comparable à celle trouvée dans les études individuelles réalisées dans d'autres régions et dans les articles antérieurs sur le rendement des milieux humides aménagés.

Les taux d'élimination des SST dans les études canadiennes examinées étaient compris entre -63 et +97 %, et la réduction médiane était de 75 %. Le faible taux d'élimination des solides était manifeste dans deux études canadiennes (Inch, 1999; Inch, données inédites; Riemersma, 2001), mais aucun des milieux humides de ces études ne comportait de zones profondes dans les cellules marécageuses pour permettre aux sédiments de se déposer. Dans les deux premières années de l'étude, Inch (1999) a fait état de réductions des SST, mais dans les deux années qui ont suivi (Inch, données inédites), les SST ont augmenté de façon significative dans l'effluent des cellules marécageuses.

Dans la plupart des études canadiennes examinées, le taux d'élimination de l'azote était relativement bon, en particulier sous forme d'ammoniac, où les réductions des concentrations allaient de 42 à 99 %. La réduction médiane des concentrations d'ammoniac dans les exemples canadiens était de 90 %. Un plus petit nombre d'études ont rapporté des taux d'élimination pour l'azote total ou l'AKT, et ces taux d'élimination étaient comparables à ceux de l'ammoniac, soit entre 44 et 92 %; la réduction médiane était un peu plus faible, c'est-à-dire de 63 %.

Les réductions de DBO dans les études canadiennes examinées étaient comprises entre 39 et 99 %, et la réduction médiane était de 83 %. Dans la seule étude où la réduction de

DBO était inférieure à 65 %, la concentration moyenne de l'influent était déjà très faible, soit de 30 mg/L (Pries et McGarry, 2002).

Le taux d'élimination du phosphore dans les milieux humides est généralement inférieur à celui des autres polluants parce qu'il existe moins de procédés d'élimination du phosphore et qu'avec le temps, l'efficacité de l'élimination peut diminuer à mesure que le milieu humide devient saturé de phosphore et que l'absorption de ce dernier par les plantes ne suffit pas à compenser les apports continus (Kadlec et Knight, 1996). Le premier mécanisme d'élimination est la formation et l'accrétion de nouveaux sédiments; de plus, la précipitation chimique est souvent nécessaire pour améliorer l'élimination du phosphore et ainsi satisfaire aux exigences réglementaires (Ibarra, 2011). Les taux d'élimination se situent habituellement dans une plage de 40 à 60 %, et baissent souvent à mesure que le milieu humide vieillit. Dans les études canadiennes examinées, les taux d'élimination se situaient entre 1 et 95 %, et le taux d'élimination médian était de 45 %.

Conception des milieux humides aménagés à écoulement en surface

Plusieurs critères doivent être pris en considération dans la conception des milieux humides aménagés qui serviront à traiter les eaux usées des sites d'hivernage, car les caractéristiques de leur conception influenceront sur leur rendement. La première étape devrait comprendre la caractérisation des eaux usées, car cette dernière influera sur la taille du système de traitement. Il faut tenir compte des besoins en matière de prétraitement, du milieu humide lui-même et des rejets suivant le passage dans le milieu humide. En premier lieu, le ruissellement doit être recueilli et soumis à un prétraitement dans un bassin de décantation pour que les solides puissent se déposer. Pour le milieu humide lui-même, les caractéristiques importantes à prendre en considération comprennent notamment la taille, la configuration, les structures de régulation du débit entrant/sortant, les plantes et la gestion des espèces sauvages. Finalement, l'effluent provenant du milieu humide doit être évacué suivant la réglementation provinciale.

Les aspects relatifs à la conception doivent comprendre les suivants :

- Emplacement
- Taille
- Configuration
- Régulation du débit entrant et du débit sortant
- Plantes
- Gestion des espèces sauvages nuisibles
- Bassin de prétraitement/décantation
- Options d'évacuation après le milieu humide

Emplacement

L'emplacement d'un milieu humide aménagé doit être choisi de manière à ce que les effets négatifs environnementaux sur les réseaux d'eau souterraine et les risques d'inondation soient évités. Une analyse des risques doit être faite pour évaluer toute

connexion possible avec les eaux souterraines et les eaux de surface. La topographie du site est un aspect important dont il faut tenir compte. Idéalement, les milieux humides aménagés doivent être situés au bas d'une pente du site d'hivernage, et sur un terrain plat ou légèrement en pente pour que l'on puisse tirer parti de l'écoulement par gravité et que les coûts de terrassement soient réduits au minimum. Pour en savoir plus sur les critères de choix de l'emplacement, consultez le document de l'USDA-NRCS (2009) cité dans les références. Les facteurs dont il faut tenir compte dans le choix de l'emplacement d'un milieu humide aménagé comprennent les suivants :

- Analyse du sol – Évaluation du risque d'infiltration et de la nécessité d'un revêtement d'argile.
- Relevé topographique – Terrain plat ou peu incliné pour que les déblais et les remblais puissent être équilibrés; les cellules marécageuses doivent être au même niveau latéralement, et sur un terrain plat ou légèrement en pente dans le sens de la longueur.
- Risque d'inondation – Emplacement à l'extérieur des plaines inondables pour réduire le risque d'inondation.
- Proximité des sources d'eaux de surface – La proximité des autres réseaux d'eau de surface doit être évaluée et prise en considération en fonction des options d'évacuation après le milieu humide. À titre d'exemple, si l'effluent du milieu humide ne peut être évacué dans un plan d'eau, il doit donc y avoir suffisamment de terrain pour le stockage de l'effluent et son élimination par épandage.

Taille

La taille du système de traitement en milieu humide dépend du volume des eaux usées devant être traitées, du temps disponible pour le traitement, de la concentration des eaux usées et du niveau de traitement souhaité. L'USDA (2009) décrit deux méthodes pour déterminer la taille d'un milieu humide selon qu'il existe déjà ou non des données sur les concentrations de polluants dans les eaux usées de l'influent. La méthode présomptive est utilisée lorsqu'il n'existe pas de données exactes sur les concentrations de polluants dans l'influent, tandis que la méthode d'essai sur le terrain a été mise au point pour les cas où les caractéristiques des eaux usées de l'influent sont connues. Les paramètres importants pour la détermination de la taille comprennent, entre autres, l'estimation du volume d'influent annuel, les concentrations de polluants dans l'influent, les concentrations de polluants exigées dans l'influent, et la température moyenne et le nombre de jours d'exploitation du milieu humide (USDA-NRCS, 2009). Il faut savoir si le milieu humide sera exploité toute l'année ou uniquement durant la saison de croissance, car les taux d'efficacité pourraient être quelque peu réduits à des températures froides.

Configuration

Les systèmes de traitement en milieu humide aménagé sont souvent faits de plusieurs cellules plutôt que d'une seule grande cellule. Il faut tenir compte du rapport longueur sur largeur des cellules et de l'intégration de zones profondes et peu profondes. Le rapport longueur sur largeur des cellules du milieu humide devrait être compris entre 2:1 et 4:1,

mais il peut aller jusqu'à 10:1 (USDA-NRCS, 2009). Si le fond des cellules est en pente sur le sens de la longueur, il faut alors tenir compte de la profondeur de l'eau à la sortie, car celle-ci influera sur la longueur maximale de la cellule. Les cellules doivent aussi comprendre une série de zones profondes et peu profondes. L'intégration de zones profondes aide à répartir l'eau également et accroît le temps de rétention (Boyd *et al.*, 2005). La profondeur de l'eau dans les zones peu profondes doit être de 15 à 30 cm, tandis que dans les zones profondes, elle doit être d'au moins un mètre pour décourager la croissance des plantes enracinées. Les zones profondes doivent représenter environ 25 % de l'aire de la surface des cellules marécageuses (Boyd *et al.*, 2005). Les bermes extérieures doivent être suffisamment hautes pour permettre l'accrétion du sol dans le milieu humide, la formation d'un couvert de glace et l'accumulation temporaire de grandes quantités d'eau en cas d'orage. Habituellement, les bermes sont environ un mètre plus haut que la profondeur fonctionnelle du milieu humide, avec une pente latérale de 1,5:1 (Boyd *et al.*, 2005).

Régulation du débit entrant et du débit sortant

Les structures de régulation du débit entrant sont une importante caractéristique de conception. Elles assurent la répartition égale de l'influent dans les cellules marécageuses et régulent l'écoulement. Il faut également savoir si le milieu humide sera en fonction l'hiver ou uniquement durant la saison de croissance. Habituellement, les méthodes de régulation consistent en un tuyau à vanne réglable s'étendant sur la largeur de la cellule ou en une tranchée profonde ou une zone profonde sur toute la largeur de la partie supérieure de la cellule. Le tuyau à vanne réglable permet de répartir l'influent avec précision, mais il peut avoir tendance à s'encrasser et ne convient pas à une utilisation durant l'hiver.

La gestion du débit sortant permet la régulation des niveaux d'eau dans le milieu humide et est indispensable si le milieu est en fonction l'hiver afin qu'une couche de glace isolante puisse se former. Les batardeaux ou les tuyaux pivotants sont des structures de gestion des niveaux d'eau utilisées fréquemment.

Plantes

Des herbacées indigènes émergentes sont habituellement plantées dans les zones peu profondes des cellules marécageuses. Les plantes communes comprennent les scirpes (*Scirpus* spp.), les quenouilles (*Typha* spp.), les roseaux (*Phragmites* spp.) et les joncs (*Juncus* spp.). Le rôle des plantes est de fournir un substrat pour la croissance des microorganismes qui déterminent le processus de traitement, de faciliter la nitrification et la dénitrification, d'assimiler les nutriments et d'aider à filtrer les solides. La récolte des plantes, des racines et du sol des milieux humides naturels voisins est généralement la méthode qui réussit le mieux pour l'établissement des plantes dans les milieux humides aménagés. Il pourrait cependant être nécessaire d'obtenir un permis pour retirer les végétaux des milieux humides naturels. L'utilisation de plantes indigènes d'un fournisseur commercial est une autre bonne option.

Gestion des espèces sauvages

Les cellules marécageuses doivent être protégées contre les animaux sauvages qui pourraient nuire au fonctionnement du milieu humide. Un grillage en métal galvanisé peut être inséré à la verticale dans le remblai extérieur pour empêcher les rats musqués de s'enfouir dans le milieu humide et une clôture électrique peut être installée le long du périmètre pour décourager le broutage du milieu humide par les orignaux.

Prétraitement

Les eaux de ruissellement des sites d'hivernage doivent être traitées avant leur rejet dans un milieu humide aménagé. Un bassin collecteur permettra la décantation des solides et la réduction des autres polluants. Le degré de prétraitement dépend de la concentration des eaux usées. Le prétraitement pourrait consister en un simple bassin collecteur ou un bassin de décantation ou comprendre diverses formes de traitement au sein du bassin collecteur (voir la section sur les traitements *in situ*).

Options d'évacuation après le milieu humide

Il faut tenir compte de la façon dont l'effluent du milieu humide sera évacué et du lieu où il le sera. Certaines provinces ou certains territoires ne permettent pas les rejets dans un plan d'eau récepteur. En pareils cas, les eaux peuvent être acheminées vers une aire végétalisée en permanence (p. ex. une voie d'eau gazonnée) où elles s'infiltreront graduellement, ou être stockées dans un autre bassin et utilisées pour l'irrigation.

Gestion des milieux humides aménagés

La bonne gestion est essentielle pour que le rendement soit à la hauteur des attentes et que la longévité du système soit augmentée. Les enjeux cruciaux en matière d'exploitation et d'entretien comprennent notamment la gestion du niveau de l'eau, le remplacement ou la récolte des plantes, l'excavation périodique des sédiments et de la litière végétale, la surveillance de la qualité de l'eau des influent et effluent, l'inspection des remblais et la réparation des dommages ainsi que la régulation des débits entrants et sortants. Si le milieu humide est en fonction durant l'hiver, le niveau d'eau dans les cellules doit être relevé avant le gel pour qu'une couche isolante puisse se former, et il faut tenir compte de la façon dont l'effluent est géré durant l'hiver.

Résumé

Les milieux humides aménagés sont une bonne méthode de traitement des eaux usées provenant des sites d'hivernage du bétail. Un grand nombre d'études ont été réalisées et la vaste majorité d'entre elles montrent que le traitement est efficace. Il existe un certain nombre de ressources qui donnent de l'information sur les critères de conception; toutefois, en raison de la variation considérable des taux d'efficacité rapportés, il est recommandé qu'une certaine forme de surveillance et un compte rendu soient exigés lorsque la technologie est utilisée pour le traitement des eaux usées.

Remarque

Consultez, le cas échéant, les lignes directrices provinciales sur la conception et la construction des milieux humides aménagés.

Vérifiez la réglementation fédérale et provinciale en matière d'environnement avant toute construction.

Références et liens vers de l'information complémentaire

- Boutilier L., Jamieson R., Gordon R., Lake C., and Hart W. 2010. Performance of surface-flow domestic wastewater treatment wetlands. *Wetlands* **30**: 795-804
- Boyd N., Jamieson R., Gordon R., DeHaan R., Cochrane L., and Glass V. 2005. Fact Sheet: Constructed wetlands for the treatment of agricultural wastewater in Atlantic Canada. Atlantic Committee on Land Engineering. 6p. Available at: <http://nsfafane.ca/wp-content/uploads/2011/06/constructed-wetlands.pdf> [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Carreau R., VanAcker S., VanderZaag A., Madani A., Drizo A., and Gordon R. 2012. Evaluation of a surface flow constructed wetland treating abattoir wastewater. *Applied Engineering in Agriculture* **28**: 757-766
- Cronk J.K. 1995. Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **58**: 97-114
- Forbes, E.G.A., Foy R.H., Mulholland M.V. and Brettell J.L. 2011. Performance of a constructed wetland for treating farm-yard dirty water. *Water Science and Technology* **64(1)**: 22-28
- Gottschall N., Boutin C., Crolla A., Kinsley C., & Champagne P. 2007. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering* **29(2)**: 154-163
- Healy M.G. and O'Flynn C.J. 2011. The performance of constructed wetlands treating primary, secondary and dairy soiled water in Ireland (a review). *Journal of Environmental Management* **92**: 2348-2354
- Harrington R. and McInnes R. 2009. Integrated constructed wetlands (ICW) for livestock wastewater management. *Bioresource Technology* **100**: 5498-5505
- Hubbard, R.K., Gascho G.J., and Newton G.L. 2004. Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater. *Trans. ASAE* **47**: 1963-1972

- Ibarra D.L. 2011. Review and synthesis of engineered wetland treatment systems with application to phosphorus removal. A thesis submitted for the degree of Master of Science in Environmental Engineering, Montana State University, Bozeman, Montana.
- Inch B. 1999. Nowicki constructed wetland demonstration project: interim report. Prairie Farm Rehabilitation Administration. Agriculture and Agri-food Canada. Vegreville, Alberta. 28p. App. A-C.
- Jamieson R., Gordon R., Smith E., MacPhee N. and Madani A. 2007. Determination of first order rate constants for wetlands treating livestock wastewater in cold climates. *Journal of Environmental Engineering and Science* **6**: 65-72
- Jenssen P.D., Maehlum T., Krogstad T., and Vrale L. 2005. High performance constructed wetlands for cold climates. *Journal of Environmental Science and Health* **40**: 1343-1353
- Kadlec R.H. and Knight R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Kinsley C., Crolla A., and Altimimi S. 2013. From Brown Water to Blue Water–Natural systems to recycle farm effluents: Wetlands Overview Dairy Wastewater Case Study. Eco Farm Day 2013 Workshop Proceedings. 20p. Available: http://cog.ca/ottawa/wp-content/uploads/2013/03/2013_Session_B_Wetlands_Overview_Dairy_Wastewater_Case_Study.pdf [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Knight R.L., Payne Jr. V.W.E., Borer R.E., Clarke Jr. R.A., Pries J.H. 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering* **15**: 41-55
- Kominami H. and Lovell S.T. 2012. An adaptive management approach to improve water quality at a model dairy farm in Vermont, USA. *Ecological Engineering* **40**: 131-143
- MacPhee N., Gordon R., Gagnon G., Stratton G., and Wood J. 2009. Evaluation of a diffused air aeration system for a constructed wetland receiving dairy wastewater. *Trans. ASABE* **52(1)**: 111-119
- Merlin, G. and Gaillot A. 2010. Treatment of dairy farm effluents using a settling tank and reed beds: Performance analysis of a farm-scale system. *Trans. ASABE* **53(5)**: 1681-1688
- Miller T.P., Peterson J.R., Lenhart C.F., and Nomura Y. 2012. *The Agricultural BMP Handbook for Minnesota*., Minnesota Department of Agriculture.
- Mustafa A., Scholz M., Harrington R., and Carroll P. 2009. Long-term performance of a representative integrated constructed wetland treating farmyard runoff. *Ecological Engineering* **35(5)**: 779-790

- Newman J.M., Clausen J.C., and Neafsey J.A. 2000. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering* **14**: 181-198
- Ouellet-Plamondon C., Charzarenc F., Comeau Y., and Brisson J. 2006. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecological Engineering* **27**: 258-264
- Pries J. H., Borer R.E., Clarke Jr R.A., and Knight R.L. 1996. Performance and design considerations of treatment wetland systems for livestock wastewater management in cold climate regions in Southern Canada and the Northern United States. *Proceedings of the 2nd National Workshop on Constructed Wetlands for Animal Waste Management*.
- Pries J.H., and McGarry P. 2002. Feedlot stormwater runoff treatment using constructed wetlands. In: *Treatment Wetlands for Water Quality Improvement, Quebec 2000 Conference Proceedings*, Compiled by John Pries. Waterloo, Ont., CH2M Hill Canada, pp. 23-32.
- Riemersma S.L. 2001. *Appropriate Treatment and Management Options for Beef Feedlot Runoff in Alberta*. A thesis submitted to the faculty of graduate studies in partial fulfilment of the requirements for the degree of Master of Science. Department of Civil Engineering, University of Calgary. Calgary, Alberta
- Rowell J.A. 2004. *Assessing performances of ecotechnologies for the treatment of feedlot run-off*. A thesis submitted to the faculty of graduate studies in partial fulfilment of the requirements for the degree of Master of Science. Department of Civil Engineering, University of Calgary, Calgary, Alberta
- Schaafsma J.A., Baldwin A.H., and Streb C.A. 2000. An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. *Ecological Engineering* **14**: 199-206
- Smith E., Gordon R., Madani A., and Stratton G. 2006. Year-round treatment of dairy wastewater by constructed wetlands in Atlantic Canada. *Wetlands Journal* **26**: 100-108
- USDA-NRCS. 2009. Chapter 3: Constructed Wetlands, Part 637 Environmental Engineering, *National Engineering Handbook*. Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Available at: <http://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=25905.wba> [Accessed: 22 Aug. 2016]
- Van de Moortel A.M.K., Meers E., De Pauw N., and Tack F.M.G. 2010. Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. *Water Air Soil Pollution* **212**: 281-297

- Vyzamal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* **380**: 48-65
- Werker A.G., Dougherty J.M., McHenry J.L., and Van Loon W.A. 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering* **19(1)**: 1-11
- Wood J.D., Gordon R., Madani A., and Stratton G.W. 2008. A long-term assessment of phosphorus treatment by a constructed wetland receiving agricultural wastewater. *Wetlands Journal* **28**: 715-723

Technologies de filtration à écoulement vertical

Introduction

La capacité d'un certain nombre de technologies de filtration différentes à traiter divers types d'eaux usées, le plus souvent des eaux usées domestiques, a été évaluée. Certaines de ces technologies ont été étudiées, principalement en laboratoire ou à l'échelle de banc d'essai, pour que l'on puisse vérifier leur application aux effluents d'élevage. Dans certains cas, différentes technologies de filtration sont utilisées en association. À titre d'exemple, un filtre à échelle réelle combinant le sable et les copeaux de bois a été mis à l'essai en Alberta et en Saskatchewan pour traiter les eaux usées de sites d'hivernage (Reedyk *et al.*, 2014). De même, un système de filtres passifs à échelle réelle contenant une cellule de sable calibré et lavé, suivie d'une cellule de copeaux de bois, puis d'une cellule spéciale de scories issues de l'extraction du calcaire pour l'élimination du phosphore et, enfin, d'une cellule de mousse de tourbe pour l'ajustement du pH fait actuellement l'objet d'un suivi au Manitoba (L. Brault, Agriculture et Agroalimentaire Canada, communication personnelle). Une grande partie de ces travaux en sont encore au stade exploratoire et aucun essai à l'échelle de la ferme n'a été fait. Dans nombre de cas, les effets des caractéristiques de conception sur les taux d'élimination font toujours l'objet d'essais.

Filtres à sable à dosage intermittent

Description

Les filtres à sable ont longtemps été utilisés pour traiter l'effluent des fosses septiques, et peu d'études ont été entreprises pour vérifier leur capacité à traiter différents types d'eaux usées agricoles, dont le ruissellement de sites d'alimentation du bétail, et les eaux usées issues de la transformation de produits laitiers et de volailles. Les filtres à sable sont habituellement composés d'un lit de sable calibré sur une couche de gravier et d'un drain de sortie. Le type de filtre à sable le plus courant est le filtre à sable intermittent (FSI) dans lequel la surface du lit est dosée de façon intermittente avec les eaux usées qui percolent vers le bas en un seul passage à travers le sable vers le fond du filtre. Dans la plupart des cas, le filtre est muni d'une membrane imperméable pour que l'effluent puisse être collecté et traité à nouveau ou épandu. Certains filtres sont conçus comme des systèmes à plusieurs passages où l'effluent recircule dans le filtre avant d'être rejeté. D'autres matières filtrantes, notamment la tourbe, le gravier, les éclats de verre recyclé et les copeaux de bois, ont aussi été utilisées comme milieu filtrant dans les filtres à dosage intermittent employés pour traiter les eaux usées domestiques.

Rendement

Dans quelques études, les auteurs ont rassemblé des données sur l'utilisation de filtres à sable dans le traitement des effluents d'élevage. En Irlande, des chercheurs ont testé en laboratoire le rendement des FSI pour le traitement des effluents de fermes laitières (Rogers *et al.*, 2005; Healy *et al.*, 2007). Dans une des études, ils ont obtenu des taux

d'élimination supérieurs à 99 % pour les SST et une réduction de 86 % de l'azote total avec un filtre à sable intermittent à recirculation chargé à un taux de 10 L/m²/j, bien qu'une partie de l'azote de l'influent ait été transformée en nitrate (NO₃-N), ce qui s'est traduit par une augmentation de 33 % des concentrations de NO₃-N dans l'effluent (Healy *et al.*, 2007). Les eaux de surface ont été retenues lorsque le taux de charge hydraulique a été augmenté. Rogers et ses collaborateurs (2005) ont examiné le potentiel d'élimination du phosphore d'un FSI à un seul passage et ont obtenu une élimination supérieure à 80 % du PO₄-P, mais ont constaté que la capacité d'adsorption du sable diminuait avec le temps. En Ohio, Kang et ses collègues (2007) ont observé une suppression de la DBO supérieure à 98 % au moyen d'un FSI dans le cadre d'un essai mené en laboratoire avec les eaux usées issues de la transformation de dindons et à des taux de charge hydraulique de 66 à 132 L/m²/j. Reedyk et son équipe (2014) ont testé le rendement de deux FSI à un seul passage à échelle réelle pour le traitement du ruissellement de sites d'hivernage de bovins en Saskatchewan et en Alberta. Sur le site de la Saskatchewan, avec un taux de charge hydraulique de 145 L/m²/j, les taux d'élimination moyens pour les SST, la DBO, l'AKT, le NH₃-N et le PT ont été de 80 %, 87 %, 38 %, 69 % et 24 %, respectivement. Des taux d'élimination plus bas ont été obtenus sur le site de l'Alberta, mais la qualité de l'influent était beaucoup moins bonne, ce qui a entraîné l'encrassement du filtre. L'encrassement en surface des filtres à sable est un problème fréquent et est généralement dû à des taux de charge hydraulique et organique élevés qui favorisent la croissance bactérienne à la surface (Leverenz *et al.*, 2009).

Filtres à copeaux de bois

Description

Les filtres à copeaux de bois ont été abondamment étudiés comme moyen de réduire la pollution par les nitrates de l'effluent du réseau de drainage. Ils ont aussi été adoptés pour éliminer les nitrates de l'effluent des fosses septiques. Leur utilisation dans le traitement des effluents d'élevage est moins fréquente, mais il en existe quelques exemples. Les filtres à copeaux de bois dénitrifiants sont habituellement construits dans une tranchée enfouie de manière à ce que le milieu soit en anaérobie et que l'eau s'écoule horizontalement le long du filtre. Les filtres à copeaux de bois à écoulement vertical dont la conception est semblable à celle d'un filtre à sable sont aussi formés d'une couche de copeaux sur une couche de gravier et d'un drain, et l'influent est dispersé sur la surface et s'écoule verticalement vers le bas.

Rendement

On trouve très peu d'exemples de filtres à copeaux de bois conçus pour le traitement des effluents d'élevage. Trois exemples d'études menées à grande échelle avec des filtres à copeaux de bois à écoulement vertical ont été relevés. Dans une étude menée à la ferme, Ruane et son équipe (2011) ont mis à l'essai un filtre à copeaux de bois (taux de charge hydraulique de 30 L/m²/j) pour traiter les eaux usées d'une ferme laitière et ont obtenu des taux d'élimination de 66 %, 86 % et 57 % pour la DCO, les SST et l'azote total,

respectivement. Ces taux étaient jusqu'à 30 % plus bas que ceux obtenus dans une étude préliminaire menée à l'échelle de banc d'essai (Ruane *et al.*, 2012). Le filtre à copeaux de bois étudié par Ruane (2011, 2012) était conçu pour être aérobie, et pas précisément pour être un bioréacteur dénitrifiant, et il était suivi d'un filtre à sable. Reedyk et ses collègues (2008, 2014) ont eux aussi testé des filtres à copeaux de bois, tant à l'échelle de banc d'essai qu'à grande échelle. Dans leur étude à grande échelle (taux de charge hydraulique de 142 L/m²/j), ils ont observé des taux d'élimination moyens de 36 %, 45 %, 36 %, 73 % et 15 % pour la DBO, les SST, l'AKT, le NH₃-N et le PT, respectivement (Reedyk *et al.*, 2014). Les taux d'élimination dans l'étude menée à l'échelle de banc d'essai (Reedyk *et al.*, 2008) étaient similaires ou légèrement plus élevés pour la majorité des paramètres sauf la DBO. Le filtre à copeaux de bois utilisé dans cette étude était initialement censé servir de filtre de polissage pour l'élimination des nitrates après un passage dans un filtre à sable, mais lorsque ce dernier s'est encrassé, le filtre à copeaux de bois a été utilisé seul (Reedyk *et al.*, 2014). Ergas et son équipe (2010) ont évalué deux systèmes de biorétention renfermant des composants aérobies et anaérobies dans le but de déterminer la capacité de ces systèmes à gérer les nutriments et les autres polluants provenant du ruissellement agricole. Leurs essais à grande échelle visaient à évaluer l'efficacité de deux substrats de dénitrification : les copeaux de bois et le soufre. Durant leurs essais de taux de charge hydraulique élevé (300 L/m²/j), lesquels ont été menés avec un effluent représentatif des effluents d'élevage, les chercheurs ont obtenu des taux d'élimination de 48 % pour la DBO, de 69 % pour les SST, de 66 % pour le PT et de 65 % pour l'azote total (Ergas *et al.*, 2010). Pelletier et ses collaborateurs (2014) ont testé à l'échelle réelle un bioréacteur à copeaux de bois utilisé pour prétraiter les eaux de ruissellement d'un site d'hivernage entrant dans une bande végétative filtrante. La première année de l'étude, les taux d'élimination du réacteur ont été de 88 % pour les SST, de 74 % pour le NH₃-N, de 73 % pour l'azote total et de 68 % pour le PT. Par contre, durant la deuxième année d'exploitation, ou bien le filtre était saturé ou bien il présentait un écoulement préférentiel, puisqu'il n'y a pas eu d'élimination.

Monticules filtrants

Description

Un monticule filtrant est essentiellement un champ de drainage qui est élevé au-dessus de la surface naturelle du sol et rempli d'un matériau filtrant (p. ex. sable, copeaux de bois, écorces). Les eaux usées sont réparties dans le monticule par un système de répartition de la pression et se déplacent à la verticale dans le matériau du filtre, puis descendent dans le sol. On peut se procurer un guide de conception auprès du service de vulgarisation de l'Université du Minnesota (Schmidt *et al.*, 2007).

Rendement

Rathbun et ses collaborateurs (2012) ont testé l'efficacité de quatre milieux filtrants dans un monticule filtrant à grande échelle dans une ferme laitière du Michigan. Le monticule a été dosé à un taux de charge hydraulique de 13,5 L/m²/j et les milieux filtrants comprenaient des écorces de feuillus, des écorces de feuillus aérées, des copeaux de

feuillus et des copeaux de styromousse. Le traitement avec les écorces de feuillus (aérées et non aérées) a été très efficace, avec des taux d'élimination dépassant 90 % pour le PT, le NH₃-N, les SST et les bactéries *E. coli*. Les copeaux de bois ont été moins efficaces et les copeaux de styromousse n'ont essentiellement procuré aucun traitement.

Systèmes de sol à couches multiples

Description

Les systèmes de sol à couches multiples (SCM) sont des systèmes de couches superposées contenant des couches aérobies faites d'un matériau perméable comme la zéolite ou la perlite et des couches de mélanges de sols anaérobies disposées en blocs sur toute la hauteur du filtre. Les blocs de sol contiennent souvent d'autres matières comme du charbon activé, du fer granuleux ou des copeaux de bois pour accroître l'élimination des nutriments. Les eaux usées sont répandues à la surface et s'écoulent goutte à goutte vers le bas à travers les couches en direction d'un drain de gravier.

Rendement

Les systèmes de SCM ont principalement été étudiés en Asie comme moyen de traiter les eaux usées domestiques (p. ex. Attanandana *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2007a; Luanmanee *et al.*, 2002; Sato *et al.*, 2011; Latrach *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2014); on trouve cependant quelques exemples de leur utilisation pour les effluents d'élevage (Chen *et al.*, 2007b; Chen *et al.*, 2009; Pattnaik *et al.*, 2007). Bon nombre des études sont des études réalisées en laboratoire qui visaient à tester différents milieux tant dans les blocs de sol que dans les couches aérobies. De récentes études ayant évalué le système de SCM pour le traitement des eaux usées domestiques ont fait état de taux d'élimination assez élevés pour de nombreux paramètres. Latrach et son groupe (2015) ont obtenu des taux d'élimination moyens de 93 %, 86 %, 78 % et 80 % pour les SST, la DBO, l'azote total et le PT, respectivement. De même, Luo et ses collègues (2014) ont enregistré des taux d'élimination de l'ordre de 90 à 95 %, de 92 à 94 % et de 59 à 64 % pour la DCO, le PT et l'azote total, respectivement. Les résultats d'une étude inédite sur l'utilisation des systèmes de SCM pour le traitement des effluents d'élevage sont décrits par Chen et son équipe (2009). Dans cette étude, les taux d'élimination déclarés pour les SST, la DBO, l'ammoniac et le phosphate étaient respectivement de l'ordre de 95 à 97 %, de 96 à 99 %, de 75 à 99 % et de 80 à 99 %, à un taux de charge hydraulique de 220 L/m²/j (Chen *et al.*, 2009). D'autres expériences faites avec des effluents d'élevage ont affiché des résultats plus variables. Chen et son équipe (2007b) ont évalué l'élimination de la DCO des effluents d'élevage dans quatre systèmes de SCM, à un taux de charge hydraulique de 250 L/m²/j. Ils ont observé des taux d'élimination moyens de 49 à 58 % dans un essai de six semaines. Pattnaik et ses collègues (2007) ont testé la capacité de deux systèmes de SCM différents à traiter les eaux usées de fermes laitières à des taux de charge hydraulique variant entre 178 et 505 L/m²/j. Les chercheurs ont initialement obtenu des taux d'élimination de l'azote inorganique élevés dans les deux systèmes, mais ces taux ont baissé avec le temps pour se situer entre 20 et 96 %. Les taux d'élimination du phosphate ont varié d'un système à l'autre et étaient compris entre 64 et 99 % dans un et

entre 9 et 97 % dans l'autre. Lorsque du saccharose et une aération constante ont été ajoutés aux deux systèmes, les taux d'élimination ont augmenté pour les deux nutriments (Pattnaik *et al.*, 2007).

Aspects relatifs à la conception pour les technologies de filtration

Les aspects clés devant être pris en considération dans la conception des filtres à écoulement vertical comprennent notamment le taux de charge hydraulique et la charge organique, ainsi que la profondeur, le type et le degré d'uniformité du milieu filtrant. Comme c'est le cas des autres technologies de traitement, une certaine forme de prétraitement, dont un bassin de décantation, est nécessaire, et la première étape devrait comprendre la caractérisation des eaux usées, car cette dernière influera sur la taille du système de traitement. Solomon et son équipe (1998) présentent un aperçu de certaines caractéristiques de conception et des exigences relatives à l'exploitation et à l'entretien des filtres à sable intermittents pour les eaux usées domestiques; par contre, étant donné que les eaux de ruissellement des sites d'hivernage peuvent présenter des charges organiques significativement plus élevées, des taux de charge hydraulique plus faibles sont probablement nécessaires. L'effluent provenant du filtre doit être évacué conformément à la réglementation provinciale.

Aspects relatifs à la gestion pour les technologies de filtration

L'entretien variera en fonction des différentes technologies, mais l'un des aspects importants à prendre en considération dans tous les cas est la surveillance du débit entrant et du débit sortant pour garantir des taux d'épandage appropriés et vérifier si le filtre est encrassé ou s'il y a des voies d'écoulement préférentiel. Périodiquement, le milieu filtrant pourrait devoir être remplacé en partie ou au complet. Selon le type de système de répartition utilisé pour acheminer l'influent vers le filtre, il pourrait être nécessaire de faire la vidange périodique des orifices pour éviter l'encrassement.

Résumé

Les technologies de filtration à écoulement vertical peuvent offrir un moyen de traiter les eaux de ruissellement des sites d'hivernage du bétail, mais bon nombre de ces technologies en sont encore au stade de l'élaboration ou de la mise à l'essai, et il existe peu de données permettant de prédire avec assurance leur efficacité dans le traitement des effluents d'élevage. Il faudra vraisemblablement faire d'autres études à grande échelle avec l'effluent de sites d'hivernage avant que ces technologies puissent être recommandées comme méthodes de traitement.

Références et liens vers de l'information complémentaire

Attanandana T., Saitthiti B., Thongpae S., Kritapirom S., Luanmanee S., and Wakatsuki T. 2000. Multi-media-layering system for food service wastewater treatment. *Ecological Engineering* **15**: 133-138

- Chen X., Sato K., Wakatsuki T., and Masunaga T. 2007a. Effect of structural difference on wastewater treatment efficiency in multi-soil-layering systems: Relationship between soil mixture block size and removal efficiency of selected contaminants. *Soil Science and Plant Nutrition* **53**: 206-214
- Chen X., Sato K., Wakatsuki T., and Masunaga T. 2007b. Effect of aeration and material composition in soil mixture block on the removal of colored substances and chemical oxygen demand in livestock wastewater using multi-soil-layering systems. *Soil Science and Plant Nutrition* **53**: 509-516
- Chen X., Luo A.C., Sato K., Wakatsuki T. and Masunaga T. 2009. An introduction of a multi-soil-layering system: a novel green technology for wastewater treatment in rural areas. *Water and Environment Journal* **23**: 255-262
- Ergas S.J. Sengupta S., Siegel R., Pandit A., Yao Y., and Yuan X. 2010. Performance of nitrogen-removing bioretention systems for control of agricultural runoff. *Journal of Environmental Engineering* **136(10)**: 1105-1112
- Healy M.G., Rodgers M., and Mulqueen J. 2007. Performance of a stratified sand filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters. *Journal of Environmental Management* **83**: 409-415
- Kang Y.W., Mancl K.M., and Tuovinen O.H. 2007. Treatment of turkey processing wastewater with sand filtration. *Bioresource Technology* **98**: 1460-1466
- Latrach L., Masunaga T., Ouazzani N., Hejjaj A., Mahi M., and Mandi L. 2015. Removal of bacterial indicators and pathogens from domestic wastewater by the multi-soil-layering (MSL) system. *Soil Science and Plant Nutrition* **61**: 337-346
- Leverenz H.L., Tchobanoglous G., and Darby J.L. 2009. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. *Water Research* **43(3)**: 695-705
- Luanmanee S., Boonsook P., Attanandana T., Saitthiti B., Panichajakul C. and Wakatsuki T. 2002. Effect of intermittent aeration regulation of a multi-soil-layering system on domestic wastewater treatment in Thailand. *Ecological Engineering* **18**: 415-423
- Luo W., Yang C., He H., Zeng G., Yan S., and Cheng Y. 2014. Novel two-stage vertical flow biofilter system for efficient treatment of decentralized domestic wastewater. *Ecological Engineering* **64**: 415-423
- Pattnik R., Yost R.S., Porter G., Masunaga T., and Attanandana T. 2007. Improving multi-soil-layer (MSL) system remediation of dairy effluent. *Ecological Engineering* **32**:1-10

- Pelletier F., Godbout S., Sporkmann K.H., Georg H., and Belzile L. 2014. Amélioration de l'efficacité environnementale des aires d'hivernage : validation d'un nouveau concept. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement. 55p.
- Rathbun J., Safferman S.I., Davis S.S., Cleary T., and Foight K. 2012. Performance evaluation of the Michigan filter mound for treating milking center wastewater from a small dairy. *Trans. ASABE* **55(3)**: 995-1002
- Reedyk S., Stewart A., Mottershead G., Makowecki G., and Powley R. 2008. Assessment of simple filter systems for treating runoff from seasonal livestock areas: Phase II Bench-Scale Trials. (Unpublished Report). Agriculture and Agri-Food Canada.
- Reedyk S., Ward S., and Nylén A. 2014. Final Report: Use of intermittently dosed packed-bed filters to treat runoff from seasonal livestock areas. (Unpublished Report). Agriculture and Agri-Food Canada.
- Rogers M., Healy M.G., and Mulqueen J. 2005. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. *Water Research* **39**: 3279-3286
- Ruane E.M., Murphy P.N.C., Healy M.G., French P., and M. Rodgers. 2011. On-farm treatment of dairy soiled water using aerobic woodchip filters. *Water Research* **45**: 6668-6676
- Ruane E.M., Murphy P.N.C., Clifford E., O'Reilly E., French P., and Rogers M. 2012. Performance of a woodchip filter to treat dairy soiled water. *Journal of Environmental Management* **95**: 49-55
- Sato K., Iwashima N., Wakatsuki T., and Masunaga T. 2011. Quantitative evaluation of treatment processes and mechanisms of organic matter, phosphorus, and nitrogen removal in a multi-soil-layering system. *Soil Science and Plant Nutrition* **57**: 475-486
- Schmidt D.R., Janni K.A., Christopherson S.H. 2007. Milk House Wastewater Design Guide. University of Minnesota Extension. 30p. St. Paul, MN. Available at: <http://www.extension.umn.edu/agriculture/manure-management-and-air-quality/wastewater-systems/milkhouse-wastewater-design-guide/docs/milkhouse-wastewater-design.pdf> [Accessed: 23Aug. 2016]
- Solomon C., Casey P., Mackne C., and Lake A. 1998. Fact Sheet: Intermittent Sand Filters – A technical overview. National Small Flows Clearing House. 4p. Available at: http://www.nesc.wvu.edu/pdf/WW/publications/eti/ISF_tech.pdf [Accessed: 22 Aug. 2016]

Irrigation au moyen des eaux usées agricoles des bassins de retenue

Introduction

Les eaux de ruissellement collectées dans les bassins de retenue, qui proviennent des aires de confinement de sites d'hivernage, peuvent être utilisées comme source d'irrigation pour les terres agricoles. Les méthodes d'irrigation comportent généralement la méthode d'irrigation en surface/par gravité et la méthode pressurisée. Les deux méthodes peuvent être utilisées pour l'élimination ou l'épandage des effluents d'élevage provenant des bassins de retenue. Le choix de la méthode repose habituellement sur des critères comme les aspects économiques, les caractéristiques physiques du sol, la topographie du terrain, le type de cultures, la disponibilité de main-d'œuvre qualifiée et la qualité de l'eau (Feigin *et al.*, 1991). L'utilisation des effluents d'élevage pour l'irrigation vise dans la plupart des cas l'élimination des effluents de manière durable sur le plan environnemental. La maximisation du rendement des cultures grâce à l'irrigation peut être un avantage secondaire, surtout dans les régions disposant d'autres sources d'eau pour l'irrigation. Les aspects à prendre en considération pour l'épandage comprennent notamment la qualité des eaux de ruissellement, le type de culture, les enjeux juridiques éventuels, la faisabilité de l'épandage ainsi que la conception, l'exploitation et l'entretien du système (Tyson et Sneed, 2011).

L'irrigation au moyen d'eaux de ruissellement agricoles recueillies dans les bassins de retenue pourrait être soumise à la réglementation fédérale, provinciale ou municipale afin que les effets de l'épandage sur les terres et les plans d'eau environnants soient évités ou réduits au minimum. La réglementation peut comprendre des dispositions sur la distance entre la zone d'épandage sur les terres et les eaux de surface, les puits et les lieux publics, de même que des restrictions quant aux cultures pouvant être irriguées. Certaines provinces et certains territoires peuvent exiger que la conception des systèmes d'irrigation soit faite par des ingénieurs professionnels et réglementer le type de système d'irrigation permis.

Description

Il existe divers types de systèmes pouvant être utilisés pour l'irrigation au moyen des eaux usées de sites d'hivernage confinés recueillies dans les bassins de retenue, dont les canons stationnaires, les canons automoteurs, les pivots centraux ou des systèmes de coquilles à composantes plus petites.

Canon gicleur stationnaire

Les systèmes d'irrigation à l'aide de canons gicleurs stationnaires peuvent être utilisés pour éliminer les eaux usées, dont les eaux de ruissellement agricoles provenant des sites d'hivernage et ayant été recueillies dans un bassin de retenue. Une pompe et une canalisation principale, avec un canon gicleur simple à gros volume, constituent les principales composantes. La taille des buses des systèmes de canons gicleurs

stationnaires est généralement de 25 à 50 mm et ces systèmes fonctionnent de façon optimale à des pressions de 551 à 827 kPa (Pfof *et al.*, 2001). En règle générale, un canon gicleur stationnaire rejette 21 L/s à une pression de 620 kPa (Scherer *et al.*, 1999).

Avantages :

- Grand débit et grande superficie arrosée, ce qui réduit la main-d'œuvre requise pour déplacer le canon gicleur.
- Nombre de problèmes d'encrassement réduit en raison des grandes buses.
- Nombre de tuyaux requis moins élevé comparativement aux systèmes à petits gicleurs.
- Système comportant peu de pièces mécaniques.
- Système souple sur le plan de la superficie.

Inconvénients :

- Coût initial modéré à élevé.
- Répartition de l'effluent sur les terres susceptible d'être modifiée par le vent.
- Tendance à trop épandre d'effluent.
- Puissance d'alimentation requise relativement élevée.

Canon gicleur automoteur

Un canon gicleur automoteur convient à de grandes superficies de terre où il faut irriguer souvent durant l'année. Il s'agit d'un système de gicleur autopropulsé fonctionnant à vitesse variable pour réguler les niveaux d'épandage et couvrant de plus grandes superficies que les systèmes stationnaires. Un treuil actionné par l'eau, situé sur le canon gicleur, est lui-même tiré sur le sol par un câble fixé à l'extrémité du champ (Scherer *et al.*, 1999). Sur certains petits modèles, le treuil peut être actionné par un petit moteur. Un tuyau d'aluminium au-dessus du sol ou un tuyau de plastique souterrain est habituellement utilisé pour amener l'effluent du bassin de retenue vers le point d'attache (Pfof *et al.*, 2001).

Avantages :

- Nombre de problèmes d'encrassement réduit en raison des grandes buses.
- Besoins modérés en main-d'œuvre.
- Système souple sur le plan de la superficie d'épandage.

Inconvénients :

- Risque important de taux d'épandage élevé.
- Coût initial supérieur à celui d'un canon stationnaire.
- Puissance d'alimentation requise élevée.
- Forte proportion de pièces mécaniques par rapport à un canon stationnaire.

Système d'irrigation à pivot central

Les principales composantes d'un système à pivot central peuvent comprendre une pompe, les commandes d'un poste de pompage, un réseau de conduits, un ensemble de pivot et gicleur, et un dispositif antirefoulement si le pivot est aussi utilisé à d'autres moments pour irriguer avec des eaux de surface ou des eaux souterraines. En raison des coûts relativement élevés d'un système à pivot central et de l'infrastructure de canalisation requise pour acheminer l'effluent au pivot, ce type de système sera généralement une option pour les effluents d'élevage uniquement si le système d'irrigation est déjà en place et qu'à d'autres moments il utilise des eaux de surface ou des eaux souterraines pour l'irrigation. Il faut prendre de nombreux facteurs en considération au moment de choisir d'utiliser un pivot central, notamment les problèmes d'odeur, la qualité de l'eau, la conservation et la qualité du sol, les règles et la réglementation, les taux d'épandage et l'équipement d'épandage (Kranz *et al.*, 2007). Selon les autres paramètres du projet, dont la topographie, la distance entre le bassin de retenue et le pivot, la configuration globale des canalisations et les contraintes de conception du système lorsque des eaux de surface ou des eaux souterraines sont utilisées, il faut bien examiner la situation pour déterminer si l'utilisation d'un système à pivot central est réaliste. Kranz et ses collaborateurs (2007) ont aussi précisé que les avantages et les problèmes possibles seraient les suivants :

Avantages :

- Durée des odeurs produites plus courte comparativement à l'épandage sur les terres.
- Épandage des nutriments plus uniforme qu'avec un épandeur ou une citerne.
- Épandage possible durant la saison de croissance.
- Capacité d'épandre de gros volumes en un court laps de temps (en fonction du déficit hydrique, du type de sol et de la capacité d'absorption des cultures).

Inconvénients :

- Coût élevé du pivot et de l'infrastructure.
- Écoulement de surface et lessivage possibles.
- Dispositif antirefoulement requis si le système à pivot est aussi utilisé avec des eaux de surface ou des eaux souterraines.
- Contamination croisée possible de la source d'eau de surface ou d'eau souterraine.

Systèmes d'irrigation à faible débit avec coquilles

Les systèmes d'irrigation avec coquilles comprennent plusieurs têtes de gicleurs réparties sur une conduite flexible de petit diamètre, où chaque tête est enfermée dans une coquille protectrice en plastique rigide, laquelle protège le gicleur lorsque le système est déplacé. Ce type de système offre une solution moins coûteuse que le pivot central ou le canon

automoteur pour l'irrigation au moyen des eaux de ruissellement des bassins de retenue provenant des sites d'hivernage confinés. Le système requiert une pompe, une conduite principale pour acheminer l'effluent et un ensemble comprenant des conduites, des têtes de gicleur et des coquilles, lequel ensemble sera choisi en fonction de la superficie des terres où se fera l'épandage, du volume de ruissellement à répartir, du type de sol et de la culture à irriguer. En règle générale, les systèmes avec coquilles utilisent, pour acheminer l'effluent, des conduites de petit diamètre installées sur le sol et fabriquées en polyéthylène basse et haute densité, alors que les pivots ou les canons utilisent des tuyaux souterrains en PVC de gros diamètre. Les systèmes à base de coquilles ont d'abord été conçus en Nouvelle-Zélande pour satisfaire aux besoins de producteurs laitiers et bovins qui souhaitaient un système d'irrigation plus flexible (K-Line, 2016).

La conduite d'alimentation principale comprend de multiples points de branchement en prévision de déplacements fréquents du système d'irrigation, ce qui permet d'accroître la surface de sol irrigable au moyen d'un même système. L'un des avantages de ce système est sa capacité à distribuer de petits volumes d'effluent sur une longue période de temps, ce qui donne au sol plus de temps pour absorber l'effluent et réduit le risque de ruissellement (Monaghan *et al.*, 2010).

Avantages :

- Coût relativement bas comparativement aux systèmes à pivot ou à canon.
- Possibilité d'épandre l'effluent durant une période plus longue pour permettre une absorption lente par le sol et réduire le risque de ruissellement.
- Le couvercle de la coquille protège la tête du gicleur.
- Système flexible convenant à de nombreux épandages différents et à diverses superficies.
- Système solide, mais léger et facile à déplacer.

Inconvénients :

- Capacité d'épandage plus faible que celle des canons ou des pivots (il faut plus de temps pour épandre des gros volumes d'effluent des bassins de retenue).
- Besoin supplémentaire en main-d'œuvre pour déplacer le système.
- Risque d'encrassement.
- Il pourrait être nécessaire de retirer les solides.

Aspects relatifs à la conception

Les aspects clés de la conception qui doivent être pris en considération comprennent notamment le taux d'épandage des gicleurs, le niveau d'épandage par arrosage, et le volume total de l'effluent ou le niveau d'épandage annuel de l'effluent. La capacité d'infiltration ou la perméabilité du sol et la teneur en solides dans l'effluent détermineront le taux d'épandage des gicleurs (Scherer *et al.*, 1999). Si le taux d'épandage du gicleur est supérieur au taux d'infiltration du sol, ou que le niveau des eaux usées épandues durant un arrosage donné est supérieur au volume équivalent

pouvant s'infiltrer dans le sol, l'effluent excédentaire produira un ruissellement, ce qui est souvent interdit par la réglementation. Le choix du système d'irrigation (faible taux par comparaison à taux élevé d'épandage des gicleurs) peut être influencé par le volume total du bassin de retenue et le temps disponible pour le vider. La distance et les changements d'élévation entre le bassin de retenue et la terre à irriguer influenceront sur la taille de la pompe et des tuyaux.

Aspects relatifs à la gestion

La conductivité de l'eau des bassins de retenue provenant des sites d'hivernage est en moyenne d'environ 2 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et peut aller jusqu'à 6 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Nylen et Reedyk, 2013). L'épandage répété d'eaux usées salées sur les terres agricoles peut modifier les propriétés physiques et chimiques du sol ainsi que le rendement des cultures (Ayers et Westcot, 1985). La conductivité du sol pourrait augmenter avec le temps, car les sels dissouts dans l'eau d'irrigation épandue se concentrent par évapotranspiration. Faire la rotation des terres irriguées permettra à la pluie et à l'eau de fonte des neiges de lessiver les sels à des niveaux inférieurs à la zone racinaire. La rotation réduira aussi le risque de grandes accumulations de nutriments dans le sol. Pour des concentrations d'azote de 50 à 150 mg/L et des concentrations de phosphore de 10 à 50 mg/L, chaque épandage d'un pouce d'eau d'irrigation équivaut à une dose d'azote de 11 à 34 lb/acre et à une dose de phosphore de 2 à 11 lb/acre.

Résumé

L'épandage des effluents d'élevage est un bon moyen de traiter les eaux de ruissellement provenant des sites d'hivernage du bétail; cependant, comme l'eau de ces sites peut être relativement salée, il faut surveiller la salinité du sol avant et après l'irrigation. La rotation annuelle des superficies de terre irriguées permettra un certain lessivage par les eaux de pluie et de fonte des neiges.

Remarque

Vérifiez la réglementation fédérale et provinciale en matière d'irrigation des terres agricoles avec des eaux usées.

Références et liens vers de l'information complémentaire

Ayers R.S. and Westcot D.W. 1985. Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation Drainage Paper 29 Rev 1. FAO, Rome, Italy

Feigin A., Ravina I., Shalhevet J. 1991. Irrigation with Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection. Berlin, Germany: Springer-Verlag.

K-Line. 2016. Available at: <http://www.k-linena.com/about-us> [Accessed: 23 Aug. 2016]

- Kranz W.L., Koelsch R.K., Shapiro C.A. 2007. Application of Liquid Animal Manures Using Center Pivot Irrigation Systems. EC778. University of Nebraska Lincoln Extension. Available at: <http://extensionpublications.unl.edu/assets/pdf/ec778.pdf> [Accessed: 23 Aug. 2016]
- Monaghan R.M., Houlbrooke D.J., and Smith L.C. 2010. The use of low-rate sprinkler application systems for applying farm dairy effluent to land to reduce contaminant transfers. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **53(4)**: 389-402
- Nylen A. and Reedyk S. 2013. Wintering Site Catchbasin Waste Characterization: Final Report. (Unpublished Report). Science and Technology Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. 41p.
- Pfost D.L., Fulhage C.D., Alber O. 2001. Land Application Equipment for Livestock and Poultry Manure Management. Environmental Quality, Missouri University Extension EQ 383. Available at: <http://extension.missouri.edu/p/EQ383> [Accessed: 23 Aug. 2016]
- Scherer T.F., Kranz W., Pfost D., Werner H., Wright J. A., Yonts C.D. 1999. Sprinkler Irrigation Systems. MWPS 30, Iowa State University, MidWest Plan Service. 266p.
- Tyson T.W. and Sneed R.E. 2011. Land Application of Liquid Wastes and Wastewater Reuse. In: *Irrigation*, sixth edition. Edited by Stetson L.E. and Mecham B.Q. Published by Irrigation Association. pp. 969–986.

Résumé

Le présent rapport porte sur 15 technologies de traitement qui ont été mises à l'essai comme moyen d'améliorer la qualité des eaux usées provenant des installations de manutention des bovins. L'accent a été mis sur les technologies adaptées au traitement des eaux de ruissellement des sites d'hivernage des bovins, mais des données ont aussi été extraites d'autres installations de manutention des bovins, dont des parcs d'engraissement et des fermes laitières. Les technologies ont été groupées en trois catégories de base : les bassins de retenue, dont les options de traitement *in situ*, les traitements par filtration suivant le passage dans un bassin de retenue et l'épandage (tableau 1). Dans la plupart des cas, un traitement complet comprend une association de ces technologies, où les eaux usées sont d'abord recueillies en vue de l'application d'un certain traitement *in situ*, puis filtrées au moyen de l'une ou l'autre technologie de filtration.

L'efficacité des traitements a varié d'une technologie à l'autre ainsi que pour une même technologie et, dans la majorité des cas, on a relevé des exemples de traitements inefficaces et très efficaces pour une technologie donnée. Les taux d'efficacité maximums des technologies pour lesquelles il existait des exemples de traitement des effluents d'élevage à grande échelle étaient compris entre 24 %, taux obtenu pour le PT avec l'aération, et 99 %, taux obtenu pour les SST, le NH₃-N, le PT et la DBO avec les milieux humides aménagés et les systèmes de traitement végétalisés (tableau 2). D'après les études examinées, il serait raisonnable de s'attendre à ce que tant les milieux humides aménagés que les systèmes de traitement végétalisés pris séparément réduisent la concentration des contaminants de 60 à 80 % en moyenne, avec une possibilité de taux d'efficacité plus élevés. De plus, on s'attendrait à ce que les réductions de la masse des contaminants soient plus élevées avec les deux systèmes puisque l'infiltration et l'évaporation feraient baisser les volumes d'effluent. Quelle que soit la technologie utilisée, la conception et la gestion influent sur l'efficacité du traitement. Aussi, nombre d'aspects de la conception sont propres au site et, dans certaines conditions, l'applicabilité d'une technologie donnée pourrait être limitée dans des scénarios très risqués (tableau 3).

Même si nombre des technologies ont été testées à l'échelle de la ferme, les exemples limités de la plupart d'entre elles donnent à penser que plusieurs technologies doivent être soumises à des essais régionaux pour que l'on s'assure de leur bon fonctionnement et que l'on puisse les recommander comme pratique de gestion exemplaire. Parmi les technologies examinées, les systèmes de traitement végétalisés (STV), les milieux humides aménagés et l'irrigation par épandage des eaux usées sont celles pour lesquelles il y avait le plus d'exemples d'études et d'applications dans l'ensemble du pays; ce sont aussi les trois technologies qui étaient déjà recommandées comme pratiques exemplaires dans certaines régions du pays et qui pourraient être recommandées pour ces régions où elles ne sont pas actuellement utilisées. Les différences régionales de climat pourraient influencer sur certaines caractéristiques de conception de ces technologies, mais, dans la majorité des cas, on peut trouver suffisamment d'information sur les modifications à apporter à la conception pour que les technologies puissent être mises en œuvre sans qu'il

soit nécessaire de faire des mises à l'essai majeures. Tant les milieux humides aménagés que les STV ont été testés dans l'est du Canada dans des conditions d'exploitation à l'année, et certaines modifications à la conception initiale ont été nécessaires en raison de conditions variables de fonte ou de l'exploitation à des températures froides (p. ex. Milieux humides aménagés – Smith *et al.*, 2006, STV – Pelletier *et al.*, 2014). Même s'il existe des exemples d'études sur les milieux aménagés et les STV dans les Prairies, il n'y en a aucun traitant du fonctionnement de ces technologies dans les conditions hivernales difficiles des Prairies. Dans toutes les régions, il faut prendre en considération les aspects relatifs à la conception suivants pour ces technologies :

- déterminer la période d'exploitation de la technologie, car elle pourrait influencer sur la taille de nombreux composants;
- évaluer s'il faut une capacité de stockage (supplémentaire) pour gérer les épisodes de pluie sur neige qui pourraient survenir durant le ruissellement printanier et qui entraîneraient des volumes de ruissellement anormalement élevés durant de courtes périodes;
- évaluer s'il faut une capacité de stockage (supplémentaire) pour tenir compte de l'exploitation en hiver ou au printemps, quand les basses températures pourraient faire baisser l'efficacité des traitements ou exiger des durées de rétention prolongées;
- déterminer si les cycles de gel-dégel peuvent influencer sur les structures de régulation du débit entrant et de l'évacuation (p. ex. gel la nuit durant la fonte printanière);
- positionner le système de traitement de manière à tirer parti des milieux isolants naturels (p. ex. zones abritées);
- positionner le système de traitement de manière à tirer parti de la gravité, ou utiliser l'énergie éolienne ou solaire pour réduire les besoins en électricité du réseau;
- évaluer les risques d'augmentation de la salinité dans les régions sèches en raison de l'épandage répété d'eaux usées dans les ZTV et sur les terres irriguées.

Certaines technologies qui sont prometteuses, mais qui ont été peu testées à l'échelle de la ferme, comprennent notamment les traitements au moyen d'îles flottantes dans les bassins de retenue, les filtres à sable et à copeaux de bois et les monticules de terre. La réalisation d'essais régionaux de ces technologies à l'échelle de la ferme permettrait de combler certaines lacunes en matière de données et d'offrir d'autres méthodes de traitement relativement rapidement.

Tableau 1. État de la recherche à l'échelle de la ferme sur les technologies de traitement adaptées au ruissellement de sites d'hivernage confinés

Type	Technologie		SST	PT	AKT	NH4-N	DBO
Bassin de retenue	Décantation/sédimentation		●+	●+	●+	●+	●+
	Aération		◐+	◐+	◐+	◐+	◐+
	Coagulation		○	○	○	○	○
	Plantes	Lenticules	◐	◐	◐	◐	◐
		Îles flottantes à végétaliser	◐	◐	◐	◐	◐
Jacinthes d'eau		◐	◐	◐	◐	◐	
Technologies de filtration suivant le bassin de retenue	Filtres à sable		◐+	◐+	◐+	◐+	◐+
	Filtres à copeaux de bois		◐+	◐+	◐+	◐+	◐+
	Monticules de terre		◐	◐	◐	◐	◐
	Milieux humides aménagés	Écoulement horizontal sous la surface	◐+	◐+	◐+	◐+	◐+
		Écoulement horizontal en surface	●+	●+	●+	●+	●+
		Écoulement vertical	◐	◐	◐	◐	◐
	Zones de traitement végétalisées	Bassin d'infiltration végétalisé	●	●	●	●	●
		Bande végétative filtrante	●+	●+	●+	●+	◐+
Épandage	Irrigation		◐+	◐+	◐+	◐+	◐+

- Technologie bien documentée
- ◐ Quelques études
- Nombre limité d'études
- + Exemples canadiens trouvés

Tableau 2. Taux d'élimination maximaux (% de réduction de la concentration) des diverses technologies de traitement d'après des essais menés à l'échelle de la ferme sur le traitement des effluents d'élevage*

Type	Technologie		SST	PT	AKT	NH ₃ -N	DBO
Bassin de retenue	Décantation/sédimentation		73	80	85	84	74
	Aération		53	24	39	38	52
Technologies de filtration suivant le bassin de retenue	Filtres à sable		80	24	38	69	87
	Filtres à copeaux de bois		88	68	73	74	48
	Monticules de terre		90	90	--	90	--
	Milieux humides aménagés	Écoulement horizontal en surface	99	95	96	99	99
	Zones de traitement végétalisées	Bassin d'infiltration végétalisé	88	93	87	92	80
		Bande végétative filtrante	99	99	98	99	85

*Données d'études citées dans les références du présent document.

Tableau 3. Aspects relatifs à la conception des technologies de filtration suivant le bassin de retenue*

Aspect relatif à la conception	Situations très risquées	Situations peu risquées	Préoccupation possible dans des situations très risquées	Options d'atténuation possibles pour les situations très risquées
Profondeur des eaux souterraines	< 3 m	> 15 m	Toutes les technologies – Risque de contamination des eaux souterraines	Cellules de traitement (milieu humide/ filtres à sable/ copeaux de bois) – Utiliser un revêtement d'argile ou synthétique
Proximité des puits privés/ réseaux publics d'alimentation en eau	< 30 m/ < 300 m	> 60 m/ > 600 m	Toutes les technologies – Risque de contamination des eaux souterraines	Cellules de traitement (milieu humide/ filtres à sable/ copeaux de bois) – Utiliser un revêtement d'argile ou synthétique
Type de sol	Sols à texture grossière (sables)	Sols à texture fine (argiles)	Toutes les technologies – Risque d'infiltration/de contamination des eaux souterraines	Cellules de traitement (milieu humide/ filtres à sable/ copeaux de bois) – Utiliser un revêtement d'argile ou synthétique
Caractéristiques géologiques	Substrat rocheux peu profond fracturé ou exposé, puits absorbants, matériaux karstiques	Aucune caractéristique géologique à risque élevé connue	Toutes les technologies – Risque de contamination des eaux souterraines	Aucune

Aspect relatif à la conception	Situations très risquées	Situations peu risquées	Préoccupation possible dans des situations très risquées	Options d'atténuation possibles pour les situations très risquées
Perméabilité/taux d'infiltration du sol	< 0,5 cm/h ou > 5 cm/h	0,5 à 5 cm/h	Toutes les technologies – Risque élevé de contamination des eaux souterraines Cellules de traitement – Difficile de maintenir les niveaux d'eau dans les cellules de traitement	Cellules de traitement (milieu humide/ filtres à sable/ copeaux de bois) – Utiliser un revêtement d'argile ou synthétique
Distance par rapport aux eaux de surface	< 30 m	> 150 m	Toutes les technologies – Risque de contamination des eaux de surface	Aucune
Teneur du sol en phosphore	Teneur élevée du sol en phosphore	Faible teneur du sol en phosphore	ZTV – Contamination des eaux de surface avec du phosphore dissout	Aucune
Pente	> 10 %	0 à 5 %	Cellules de traitement – Capacité à maintenir le niveau d'eau constant ZTV – Risque d'érosion, réduction du temps disponible pour l'infiltration	Les cellules de traitement/ zones de traitement végétalisées devraient être en terrasses. Remarque : Une superficie de terre accrue sera requise, ce qui pourrait augmenter les coûts

Aspect relatif à la conception	Situations très risquées	Situations peu risquées	Préoccupation possible dans des situations très risquées	Options d'atténuation possibles pour les situations très risquées
Superficie/taille	< 0,5 ha de terre par hectare de parc d'engraissement	> 2 ha de terre par hectare de parc d'engraissement	ZTV – Peu d'infiltration et gros volume de ruissellement provenant du site	Aucune
Plaine inondable	STV situé dans une plaine inondable à récurrence de dix ans	STV situé à l'extérieur d'une plaine inondable à récurrence de 25 ans	Toutes les technologies – Risque d'inondation ou de dommages liés aux inondations	Protéger contre les inondations
Prétraitement	Absence de décantation des solides	Décantation des solides	Toutes les technologies – Surcharge et inefficacité des technologies	Collecter les eaux usées dans un bassin de décantation en amont de la technologie de filtration
Régulation du débit entrant	Absence de régulation du débit et/ou écoulement en chenal ou concentré dans les ZTV	Capacité de réguler l'écoulement et de produire un écoulement uniforme	Toutes les technologies – Il faut réguler les débits entrants pour maintenir le degré de traitement souhaité ZTV/cellules marécageuses – Il faut veiller à ce qu'il y ait assez d'eau dans les cellules de traitement ou la ZTV pour répondre aux besoins de la végétation	Cellules marécageuses – Veiller à ce que la sortie de la cellule marécageuse soit surélevée de 15 à 30 cm par rapport à la couche supérieure du sol de la zone peu profonde dans la cellule

Aspect relatif à la conception	Situations très risquées	Situations peu risquées	Préoccupation possible dans des situations très risquées	Options d'atténuation possibles pour les situations très risquées
Régulation des rejets	Absence de régulation des rejets	Aucun rejet ou rejet minimal	<p>Cellules marécageuses – Durée de traitement inadéquate, incapacité de rajuster les niveaux d'eau pour gérer la glace hivernale</p> <p>ZTV – Taux d'infiltration inadéquat et rejet de l'eau à un mauvais moment (hiver)</p>	Installer un dispositif de régulation des rejets ou limiter le moment des rejets aux mois d'été

Aspect relatif à la conception	Situations très risquées	Situations peu risquées	Préoccupation possible dans des situations très risquées	Options d'atténuation possibles pour les situations très risquées
Végétation	Végétation intolérante ou clairsemée, non diversifiée ou non appropriée à la technologie	<p>Végétation dense, diversifiée, tolérante au climat, aux sels, à l'ammoniac et aux conditions qui prévalent dans les ZTV/cellules marécageuses</p> <p>ZTV – Forte absorption des nutriments, valeur comme aliments pour les animaux, taux élevés d'évapotranspiration, cultures à longue saison de croissance, plantes vivaces, grande masse racinaire et grande superficie, graminées gazonnantes</p> <p>Milieux humides aménagés – Végétation émergente et flottante qui pousse dans la région</p>	<p>Cellules marécageuses – Filtration physique inadéquate, réduction de la nitrification/dénitrification possible, température de l'eau augmentée</p> <p>ZTV – Infiltration et filtration inadéquates</p>	Planter des végétaux appropriés

Aspect relatif à la conception	Situations très risquées	Situations peu risquées	Préoccupation possible dans des situations très risquées	Options d'atténuation possibles pour les situations très risquées
Mauvaises odeurs	Présence de voisins à moins de 0,5 km, emplacement en aval du vent et à une altitude inférieure à celle des zones de traitement	Présence de voisins à plus de 1,5 km, emplacement en amont du vent et à une altitude supérieure à celle des zones de traitement	Toutes les technologies – Mauvaises odeurs possibles	Limiter les risques d'odeurs en choisissant l'emplacement des zones de traitement en fonction des vents dominants, de l'altitude et de la vitesse du vent
Conditions de climat froid	Exploitation en hiver/lorsque le sol est gelé	Exploitation au printemps et en été	Toutes les technologies – Risque de baisse de l'efficacité du traitement ZTV – Infiltration réduite, volume de ruissellement accru Cellules marécageuses – Gel des cellules	ZTV – Durée de traitement du système augmentée, pourrait nécessiter une capacité de stockage accrue Cellules marécageuses – Utiliser les structures de régulation du niveau d'eau pour gérer la couche de glace et le temps de rétention

*Adaptation de : USDA-NRCS, 2006; Koelsch *et al.*, 2006; USDA-NRCS, 2009; Smith *et al.*, 2006.

Annexe I

Termes utilisés pour la recherche documentaire

livestock
cattle
wastewater
runoff
agricultural runoff
effluent
winter
wintering
overwintering
cold climate
temperate climate
feedlot
barnyard, farmyard
feeding operation
fence, fencing, fenced
enclosure
pens
confined
Filtration
biological filter
constructed wetland
reed bed
rock filter
woodchips
vegetated filter strip
vegetative filter strip
vegetative treatment
bioreactor
lagoon
settlement pond
settlement basin
catch basin
treatment, pre-treatment, treating

Exemple d'une stratégie de recherche utilisée

((TITLE-ABS-KEY(**woodchip*** OR "**biological filter***" OR "**vegetative W/15 treatment***" OR "**vegetative W/15 filter***" OR **filtration** OR "**reed bed***" OR "**ROCK FILTER***" OR "**CONSTRUCTED WETLAND***" OR **filter*** OR "**SETTLEMENT POND***" OR "**CATCH BASIN***" OR "**SAND FILT***" OR **bioreactor***)) AND (((TITLE-ABS-KEY(**wastewater** OR **runoff** OR **effluent**) AND TITLE-ABS-KEY(**winter*** OR **overwintering** OR "**COLD W/15 CLIMATE**" OR "**TEMPERATE W/15 CLIMATE**" OR **seasonal** OR **year***) AND TITLE-ABS-KEY(**livestock** OR **cattle** OR **dairy** OR "**AGRICULTURAL RUNOFF**")))) AND (TITLE-ABS-KEY(**treatment** OR **treating** OR **pre-treatment**))

Annexe II

Gabarit ayant servi à l'extraction de l'information

- Référence de la publication
- Lieu (pays, état/province)
- Type d'eaux usées (parc d'engraissement, site d'hivernage, ferme laitière, étables)
- Type de traitement
- Échelle du traitement (laboratoire, échelle réelle)
- Durée de l'étude (nombre d'heures, de jours, d'années)
- Saison du traitement (saisonnier, à l'année)
- Paramètres de la qualité de l'eau mesurés
- Données économiques
- Concentrations dans l'influent
- Concentrations dans l'effluent
- Taux d'élimination (%)