

GUIDE INSTALLATIONS D'AQUACULTURE

PARTIE 2: ÉTAT DE LA TECHNIQUE POUR LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS



Impressum

Le présente guide a été élaborée avec le plus grand soin et en toute bonne foi. Nous déclinons toutefois toute responsabilité quant à son exactitude, son exhaustivité et son actualité. Toute prétention en responsabilité à l'encontre de la VSA pour des dommages matériels ou immatériels qui pourraient être causés par l'utilisation et l'application de la présente publication est totalement exclue.

Valeur juridique

Le présent guide documente l'état de la technique et les bonnes pratiques suisses en matière de rejet/valorisation des eaux usées et de valorisation des boues des installations d'aquaculture. Le guide s'adresse aux autorités d'exécution ou d'autorisation, aux requérants, aux planificateurs et aux exploitants d'installations d'aquaculture. D'autres solutions ne sont pas exclues. Selon la pratique des tribunaux, il faut toutefois être prouvé qu'elles sont conformes à la législation.

Auteurs et membres de l'équipe de base

Fridolin Tschudi, Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften

Luca Regazzoni, Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften

Éditeur

Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute

Association suisse des professionnels de la protection des eaux

Associazione svizzera dei professionisti della protezione delle acque

Photo de titre

Installations de pisciculture en circuit fermé à la ZHAW de Wädenswil (© ZHAW), photo: Frank Brüderli

Conception

SLS Nadler, Peter Nadler, 8610 Uster

Source de référence

VSA, Europastrasse 3, Postfach, CH-8152 Glattbrugg,

Telefon 043 343 70 70, sekretariat@vsa.ch, www.vsa.ch

INTRODUCTION

Préambule

Les techniques employées dans une installation d'aquaculture avec nourrissage (= installations d'aquaculture intensive) ont une forte influence sur ses émissions dans les eaux. Ces techniques sont très différentes selon la méthode de production, de sorte qu'il n'est pas possible d'exiger légalement un type d'épuration identique pour toutes les méthodes de production. Une définition qui prescrirait des technologies ne serait bénéfique ni au secteur ni à la protection des eaux. C'est pourquoi ce guide «Installations d'aquaculture, Partie 2» est centré sur un aperçu de l'état de la technique disponible permettant de réaliser les mesures exigées dans le guide «Installations d'aquaculture, Partie 1» [53] dans un cadre de rentabilité économique et sans réduction du volume de production. Ce document est donc destiné à mettre tant les exploitants que les autorités en mesure de réduire si nécessaire les émissions des installations d'aquaculture sans péjorer leur rentabilité économique.

Objectif

En ce qui concerne les installations d'aquaculture, l'objectif est de montrer :

- d'où proviennent les émissions des installations d'aquaculture et comment influencer sur celles-ci ;
- en quoi diffèrent les flux de substances des diverses installations ;
- quelles matières contenues dans l'eau peuvent être éliminées avec quelles mesures économiquement supportable ;
- quels éléments techniques sont disponibles pour le traitement des eaux.

Délimitation

Le présent guide peut être utilisé pour les exploitations en circuit ouvert et en circuit fermé, mais seulement en partie pour les étangs piscicoles fermés et les parcs en filet ouverts. Il ne contient pas de prescriptions légales, mais des informations et des recommandations pour une réduction des émissions. Par ailleurs, il est conçu comme outil d'aide à la décision pour les procédures d'autorisation et l'exécution officielle ainsi que pour la planification de nouvelles installations et l'exploitation d'installations existantes. Le guide ne contient aucune indication sur les réglementations concernant la pêche, la protection des animaux et les denrées alimentaires.

Destinataires

Ce guide s'adresse aux :

- demandeurs qui planifient des installations d'aquaculture (production commerciale de poissons et crustacés avec apport alimentaire) ;
- exploitants aquacoles qui doivent/veulent réduire les émissions de leur installation ;
- aux autorités qui déterminent tant les exigences spécifiques à un projet sur le déversement et l'élimination des eaux usées que la valorisation des boues et qui vérifient aussi l'état de la technique.

Ce guide présuppose une compréhension fondamentale des installations d'aquaculture intensives. Dans le cas contraire, il est vivement recommandé de faire appel à des personnes compétentes¹ dans le domaine de l'aquaculture.

¹ P. ex. Centre de coordination pour l'aquaculture, Association suisse d'aquaculture, ingénieurs d'étude

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	3
1 CHAMP D'APPLICATION	6
1.1 Cadre juridique	6
1.2 Utilisation du guide	7
2 STRATÉGIES DE RÉDUCTION DE LA POLLUTION DES EAUX	8
2.1 Formation des émissions	8
2.2 Éviter les émissions	9
2.2.1 Restes d'aliments	9
2.2.2 Optimisation de la qualité des aliments	10
2.2.3 Conditions d'élevage idéales	10
3 FLUX DE SUBSTANCES ET PROCÉDÉS DANS LES INSTALLATIONS D'AQUACULTURE	12
3.1 Description des flux de substances	12
3.2 Description des procédés	13
3.2.1 Filtration mécanique et épaississement des boues	13
3.2.2 Nitrification	14
3.2.3 Dénitrification	16
3.2.4 Précipitation du phosphate	18
3.2.5 Transfert de gaz (dégazage, enrichissement en oxygène, ozonation)	19
3.2.6 Réduction des germes	20
4 TECHNOLOGIES	22
4.1 Aperçu	22
4.1.2 Degré de technicité des divers types d'installation	26
4.1.3 Mesures en aval pour la réduction d'émissions	29
4.2 Élimination mécanique des matières en suspension et déshydratation des boues	30
4.2.1 Bassin de décantation (BD)	30
4.2.2 Décanteurs de type Dortmund (DTM)	32
4.2.3 Filtre-tambour (FTB)	34
4.2.4 Séparateur à lamelles (SL)	36
4.2.5 Écumeur de protéines	38
4.2.6 Filtre en non-tissé (FNT)	40
4.2.7 Filtre à bande (FBande)	42
4.2.8 Épaississement sur membrane (EM) (filtration sur membrane)	44
4.2.9 Épaississement par centrifugeuse (CTF)	46
4.2.10 Filtre-presse (FP)	47
4.3 Étapes d'épuration biologique et chimique	48
4.3.1 Filtre à lit mobile (FLM) pour la nitrification	48
4.3.2 Filtre à lit mobile (FLM) pour la dénitrification	50
4.3.3 Filtre à boues activées pour la dénitrification	52
4.3.4 Filtre à ruissellement (FR)	54
4.3.5 Filtre à lit fixe (FLF) pour la nitrification ou la dénitrification	56
4.3.6 Stations d'épuration végétales (SV)	58
4.3.7 Précipitation du phosphate (en aval)	60
4.3.8 Précipitation du phosphate par ajustement du pH	62

4.4	Apport d'oxygène, dégazage et réduction des germes	64
4.4.1	Low head oxygenator (LHO)	64
4.4.2	Cône à oxygène (CO)	66
4.4.3	Diffuseurs d'air et d'oxygène (D)	68
4.4.4	Tube en U	70
4.4.5	Systèmes d'aération d'étang (roue à aubes, RA)	72
4.4.6	Tube de Venturi	73
4.4.7	Ozonation	74
4.4.8	Dégazage	76
4.4.9	Rayonnement UV	78
5	AIDE À L'OPTIMISATION	80
5.1	Phosphore	80
5.2	Azote	82
5.3	Carbone	84
5.4	MES	86
5.5	Oxygène	88
LISTES		92
Bibliographie		92
Abréviations		95

1 CHAMP D'APPLICATION

1.1 Cadre juridique

L'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) mentionne explicitement les exploitations piscicoles et prescrit des exigences minimales concrètes (Annexe 3.3 ch. 27). L'ordonnance spécifie de plus que les autorités fixent au cas par cas les « exigences applicables au déversement en tenant compte des caractéristiques des eaux polluées, de l'état de la technique et de l'état du milieu récepteur » (Annexe 3.2 ch. 1). De même, l'état de la technique est exigé dans l'« Ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets » (OLED) (Art. 11, al. 2).

Lors de l'évaluation de l'état de la technique et lors de la détermination des exigences, il faut distinguer les nouvelles entreprises des entreprises existantes (garantie des droits acquis) :

- au moment du dépôt de la demande de permis de construire, les nouvelles entreprises doivent respecter les exigences légales en matière de protection des eaux et donc aussi l'état de la technique alors en vigueur. En fonction de l'état de la technique et des caractéristiques du site, les autorités peuvent renforcer, compléter ou alléger les exigences en vigueur relatives à la qualité des eaux usées, mais aussi définir d'autres exigences quant à la qualité des eaux. Dans ce sens, le VSA recommande des exigences complémentaires sur la qualité des eaux usées et des cours d'eau et étendues d'eau pour les nouvelles installations.
- Les entreprises existantes disposent d'une autorisation juridiquement valable selon la législation sur la protection des eaux. Au moment de la mise en service des installations, elles satisfont aux exigences légales et donc à l'état de la technique. L'autorisation inclut, le cas échéant, des exigences spécifiques émises par les autorités concernant la qualité des eaux usées et des eaux, qui doivent également être respectées.

L'évaluation, au fil du temps, de l'état de la technique au sein des entreprises existantes s'avère complexe dans la pratique. Certaines mesures qui correspondaient à l'état de la technique il y a quelques années peuvent s'avérer obsolètes. Les autorités et les entreprises doivent de ce fait évaluer régulièrement dans quelle mesure l'état de la technique a évolué et s'il doit être adapté. Les aspects suivants sont alors déterminants :

- Respect des exigences de l'autorisation de déversement en vigueur ;
- Qualité insuffisante des eaux concernées ;
- Pollution excessivement élevée des eaux suite au déversement d'eaux usées ;
- Perturbations déterminantes de l'exploitation de la canalisation publique ou de la station centrale d'épuration ;
- Réorganisations prévisibles de l'exploitation ou de la production ;
- Âge de l'installation (amortissements) ;
- Abandon prévisible des procédés de production.

Il appartient aux autorités de décider si une entreprise doit s'adapter à l'état de la technique, en tenant compte de la situation au cas par cas. Toute demande d'adaptation doit alors pouvoir être suffisamment motivée (garantie des droits acquis). Pour ce qui est de l'âge et de l'amortissement de l'installation, on peut prendre comme critère d'évaluation un ordre de grandeur de 20 ans pour les biens immobiliers et de 10 ans pour les biens mobiliers. En fonction de l'urgence et des conséquences financières d'un assainissement, les autorités peuvent convenir avec l'entreprise d'une disposition transitoire assortie d'un délai approprié pour réaliser les travaux.

Le VSA recommande aux autorités et aux entreprises de faire appel en outre à des spécialistes (aussi du secteur concerné) pour traiter les questions épineuses et complexes.

1.2 Utilisation du guide

Ce guide comprend plusieurs chapitres. Le chapitre 4 est consacré à la production et à la manière d'éviter les émissions des installations d'aquaculture à l'aide de mesures d'exploitation. Pour permettre une considération homogène, le chapitre 5 décrit ensuite les flux de substances et les procédés physiques, chimiques et biologiques courants employés dans les installations d'aquaculture pour améliorer la qualité de l'eau. Le chapitre 6 montre quels procédés sont implémentés de préférence avec quelles technologies dans les divers types d'installation et quel est le principe de fonctionnement des technologies. Lorsque cela est possible, il décrit aussi les grandeurs caractéristiques et les paramètres fonctionnels habituels utiles pour la planification et l'exploitation. Ces indications ne remplacent toutefois pas une planification par des spécialistes appropriés. Les aides à l'optimisation du chapitre 7 sont destinées à permettre de réduire les émissions, à production constante ou accrue, pour une installation existante ou planifiée. Pour cela, des substances sélectionnées limitatives pour le déversement sont maintenues sous un seuil par une mesure ciblée technique ou d'exploitation. En l'absence de solution par des adaptations de l'exploitation, ce chapitre propose des solutions techniques. L'utilisateur peut alors s'orienter sur les procédés et les technologies présentés dans ce guide.

La technologie des installations d'aquaculture étant en développement constant, le présent guide ne prétend pas être exhaustif.

L'exemple ci-après caractérise les diverses subdivisions traitées dans le guide afin d'en illustrer simplement l'utilisation.

Exemple

l'exploitation piscicole existante Piscimodèle exploite une installation en continu avec une production annuelle de 20 t sans apport d'oxygène supplémentaire et souhaite faire passer sa production annuelle à 100 t en utilisant de l'oxygène. Les bassins disponibles autoriseraient une production plus élevée. Pour produire plus, l'exploitation a besoin d'une nouvelle autorisation de déversement pour l'effluent de la pisciculture. Avec la forme d'exploitation actuelle de l'installation, la charge de COD dans les eaux après mélange dépasserait la concentration admissible (voir guide «Installations d'aquaculture, Partie 1»). Les autres paramètres des eaux usées ne seraient pas limitatifs dans cet exemple. L'autorité ne peut accorder l'autorisation de déversement que si les émissions de COD peuvent être abaissées en dessous d'un certain seuil.

Les flux de substances, les procédés et les technologies de l'installation existante et de l'installation prévue sont schématisés en utilisant la terminologie correcte. L'installation est classifiée dans un type d'installation et les étapes d'épuration aval déjà existantes sont définies. Le débit d'eau, les quantités d'aliments et les paramètres de l'effluent de l'installation actuelle sont relevés. Cela permet d'établir une base de discussion homogène pour trouver une solution avec l'autorité et éventuellement d'autres spécialistes.

L'aide à l'optimisation du COT est prise en compte et appliquée au COD. Les analyses des eaux montrent que l'effluent présente une forte teneur en COD facilement dégradable. Une visite du site permet de constater la présence de sédiments dans les bassins piscicoles. Au lieu d'une étape de purification biologique en aval, l'exploitant et l'autorité s'accordent sur une augmentation de l'autoépuration grâce à une amélioration de l'hydraulique des bassins, réduisant ainsi la redissolution, et sur une séparation des matières en suspension avec la séparation des matières en suspension existante. (Prévenir au lieu de traiter).

2 STRATÉGIES DE RÉDUCTION DE LA POLLUTION DES EAUX

Ce guide «Installations d'aquaculture, Partie 2» se focalise sur des mesures permettant de réduire la pollution des eaux par les installations d'aquaculture. Elles comprennent :

- réduire les sources de pollution (prévenir au lieu de traiter);
- favoriser une réutilisation en interne de l'eau, réduction des changements d'eau;
- aspirer à des concentrations élevées d'azote et de phosphore avec des changements d'eau plus faibles pour augmenter l'efficacité de l'épuration;
- éviter le mélange de flux d'eaux usées (maintenir les effets d'épuration atteints);
- épurer l'eau en aval seulement comme dernière mesure.

2.1 Formation des émissions

Lors de la consommation d'aliments par un poisson, seule une partie des aliments est effectivement convertie en croissance (assimilation). La partie non assimilée des aliments est rejetée dans l'urine, les excréments, les excréments ou la respiration du poisson (Figure 1) et se retrouve dans le milieu d'élevage du poisson. L'effluent des installations d'aquaculture contient des substances qui, selon leur quantité, peuvent conduire à des effets négatifs sur l'environnement si elles sont déversées non épurées dans les eaux. Les substances pouvant conduire à des effets négatifs sur l'environnement sont l'azote, le phosphore et des substances particulières ou organiques. Par exemple, si du phosphore parvient en grandes quantités dans un cours d'eau, cela conduit à une forte croissance d'algues. Il peut en résulter une prolifération d'algues toxiques, puis après leur disparition et leur biodégradation, à une forte consommation d'oxygène dans le cours d'eau. L'azote et le phosphore peuvent se trouver dans les eaux sous forme dissoute ou comme composants de substances organiques. Le terme d'émissions désigne donc des substances excrétées par les poissons qui peuvent avoir des effets négatifs sur les eaux.

Le niveau des émissions d'une installation d'aquaculture intensive dépend de :

- la quantité d'aliments distribuée;
- la façon dont les poissons convertissent les aliments en croissance et de la quantité des composants des aliments excrétée (émissions);
- la manière avec laquelle ces émissions sont éliminées.

Les composants des aliments sont assimilés par les poissons avec une certaine efficacité. Les aliments sont plus ou moins digestes selon leur qualité et leur production ainsi que selon la stratégie de nourrissage de l'exploitant. S'ils sont très digestes, la proportion d'excréments particuliers (excréments) est faible. La mesure dans laquelle les composants des aliments digérés sont assimilés par les poissons dépend à son tour de plusieurs facteurs :

- le taux de nourrissage des animaux (croissance ou couverture du besoin énergétique);
- la qualité de l'eau et l'état de santé des poissons;
- les autres conditions d'élevage (température, densité de population, activité, etc.).

Si l'on ne procède par exemple qu'à un nourrissage d'entretien en raison d'une pénurie d'eau, une grande partie des aliments est investie dans le métabolisme d'entretien. Il en résulte que les protéines des aliments sont utilisées comme fournisseur d'énergie et non pour la croissance, ce qui mène à davantage d'émissions d'azote et de phosphore qu'en cas de croissance.

Qui plus est, les restes d'aliments peuvent causer des émissions : si les poissons ne trouvent ou n'atteignent pas les granulés alimentaires, une partie des aliments est perdue. Ces granulés alimentaires se déposent sous forme de sédiments ou sont éliminés par une séparation des matières en suspension à l'intérieur de l'installation. Après un long temps de contact avec l'eau, des substances peuvent se séparer des granulés alimentaires ou des excréments (donc des matières en suspension) et générer ainsi des émissions dissoutes (Figure 1).

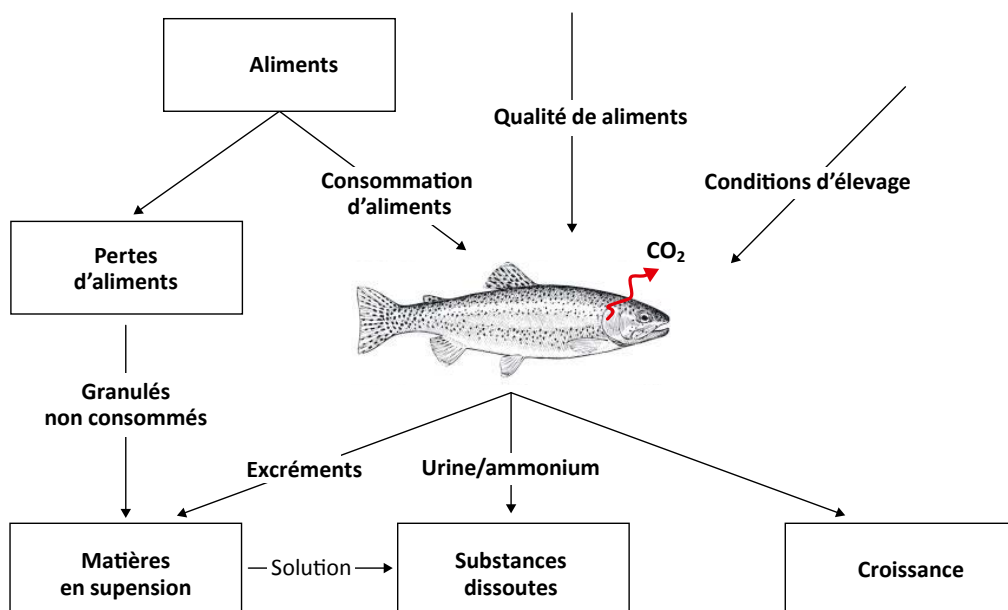


Figure 1

Sources d'émissions de polluants et les possibilités d'influer sur celles-ci.

Les aliments distribués sont soit mangés par les poissons, soit constituent une perte d'aliments.

Les aliments consommés sont soit assimilés (croissance), soit excrétés sous forme particulaire dans les excréments ou sous forme dissoute comme urine/ammonium.

Les granulés non consommés contribuent aux émissions de matières en suspension et, après un séjour prolongé dans l'eau, peuvent mener à une émission accrue de substances dissoutes, tout comme les excréments.

En premier lieu, il convient donc de minimiser les émissions par kilogramme de croissance grâce à un nourrissage adapté à l'espèce. Cela est obtenu par une sélection d'aliments appropriés, un nourrissage adapté aux besoins et le maintien d'une qualité élevée de l'eau. C'est la raison pour laquelle ce guide se focalise aussi sur des technologies qui améliorent la qualité de l'eau pour les animaux (p. ex. l'oxygène) et qui réduisent donc indirectement les émissions des exploitations piscicoles.

En second lieu, les émissions des exploitations piscicoles peuvent être fortement influencées et réduites par un traitement des eaux en interne et/ou en aval. De manière générale, le recours à de telles installations de traitement dépend de la réduction nécessaire des émissions et de la consommation d'eau. Quel que soit le type d'installation, les substances particulières, c'est-à-dire les excréments et les restes d'aliments, sont généralement éliminées de l'eau en premier lieu aussi rapidement et avec autant de précautions que possible pour éviter leur redissolution. En second lieu, notamment dans les exploitations en circuit fermé, un biofiltre (nitrification) convertit l'ammonium toxique pour les poissons en nitrate. Dans les sites où une réduction plus poussée des émissions est nécessaire ou souhaitée, le nitrate peut être réduit en azote atmosphérique (N₂) dans une étape de dénitrification et le phosphore peut être précipité. Les différents types d'installation et leurs technologies sont décrits dans les chapitres suivants.

2.2 Éviter les émissions

La production d'émissions piscicoles peut être réduite à un minimum par diverses pratiques opérationnelles. Le facteur central de la production d'émissions est la conversion des aliments par le poisson (Figure 1). Celle-ci dépend à son tour de la consommation d'aliments et de leur qualité ainsi que des conditions d'élevage. Par ailleurs, les restes d'aliments font partie des sources d'émissions évitables. Des mesures sur la réduction d'émissions de paramètres spécifiques sont présentées au chapitre 7, Aide à l'optimisation.

2.2.1 Restes d'aliments

Les restes d'aliments produisent des émissions et représentent une perte de rendement si les aliments ne sont pas valorisés par les poissons. L'objectif de l'exploitant est un nourrissage qui tienne compte des besoins et de la population. Des restes excessifs d'aliments signifient que le processus de nourrissage n'est pas optimisé. Il peut y avoir plusieurs raisons à cela :

- **Surnourrissage** : quantité d'aliments trop importante par nourrissage (plus que les poissons peuvent consommer) ;
- **Mauvais type d'aliments** : adapter le comportement de flottaison ou de plongée des aliments à la consommation des espèces ;
- **Intervalle de nourrissage** : il doit être tel que tous les poissons puissent accéder aux aliments ;
- **Durée du nourrissage** : si trop d'aliments sont distribués pendant un court intervalle, les poissons ne peuvent pas les consommer avant qu'ils ne soient emportés par le courant ;
- **Taille des granulés alimentaires** : s'ils sont trop gros, les poissons ne peuvent pas les consommer ; s'ils sont trop petits, les poissons ont du mal à collecter les particules avant qu'elles ne sortent de la zone de nourrissage (elles coulent jusqu'au fond ou sont emportées par le courant) ;
- **Qualité des aliments** : une qualité insuffisante, p. ex. aliments trop vieux ou mal stockés, peut réduire l'appétit et générer des restes d'aliments ;
- **Répartition des aliments** : si les aliments ne sont pas répartis de manière convenable pour la population, la consommation d'aliments se réduit aux poissons plus dominants ;
- **Perturbations** : si les poissons sont dérangés pendant le nourrissage (p. ex. par du bruit), ils sont détournés de la consommation d'aliments.

2.2.2 Optimisation de la qualité des aliments

La qualité des aliments influe sur la croissance et la santé des poissons ainsi que sur la quantité d'émissions dans le flux d'eaux usées. La qualité des aliments varie d'un producteur à l'autre ainsi qu'entre les lignes de production d'un même producteur. Mais il peut aussi y avoir des variations de qualité d'un lot à l'autre du même aliment, car la qualité et les quantités de ses composants peuvent différer.

En ce qui concerne les paramètres des eaux usées, la digestibilité ou la capacité d'assimilation des constituants sont primordiales. La capacité d'assimilation de certains constituants dépend fortement de l'espèce de poisson, car dans la nature celles-ci se spécialisent dans diverses sources de nourriture. Par conséquent, tous les aliments pour poisson ne conviennent pas à toutes les espèces. Une attention toute particulière doit être portée sur le choix des aliments, car chaque espèce ne dispose pas d'aliments développés spécifiquement pour elle. Une nourriture développée et optimisée pour une autre espèce doit donc parfois être distribuée. Il peut donc en résulter que l'on emploie un aliment à haute teneur en protéines qui ne peut pas être assimilé de manière optimale par l'espèce de poisson élevée, ce qui peut mener à des charges relativement élevées d'azote dans les eaux usées. Un échange avec divers fournisseurs est donc fortement recommandé lors du choix des aliments pour poisson.

Qui plus est, le stockage et la manutention des aliments influent sur leur qualité. Les aliments pour poisson doivent toujours être correctement stockés, car cela nuirait sinon à leur qualité. Par exemple, un entreposage en un lieu humide peut conduire à la formation de moisissures. De plus, il est important de manier les granulés avec précaution lors de leur transvasage et de leur distribution, car les particules d'abrasion produites polluent l'eau de l'installation.

2.2.3 Conditions d'élevage idéales

Les conditions d'élevage sont décisives pour une conversion optimale des aliments et donc pour une minimisation des émissions produites. Les paramètres suivants sont alors particulièrement importants :

- **Température** : une température trop basse ou trop élevée conduit à une réduction de la consommation alimentaire des poissons (en raison de l'inactivité ou du stress). Ceci peut mener à des restes d'aliments. Les poissons élevés à leur température optimale ont un meilleur métabolisme, valorisent mieux les aliments et ont une meilleure croissance.
- **Stress** : le stress mène à une réduction de la consommation et de la conversion des aliments et/ou à des restes d'aliments.
- **Qualité de l'eau** : une qualité de l'eau adaptée aux poissons est une base importante pour une bonne conversion des aliments. Si l'alimentation des animaux est optimale, une plus grande partie des aliments est convertie en croissance, donc il y a moins d'émissions dans l'environnement d'élevage par

kilogramme de croissance des poissons. C'est la raison pour laquelle ce guide s'intéresse aussi à des mesures améliorant la qualité de l'eau dans la pisciculture.

- **Santé des poissons :** une altération de la santé des poissons a souvent un effet négatif sur la consommation et la conversion des aliments. Cela conduit à son tour à des émissions accrues par kilogramme de croissance des poissons. Le maintien d'une bonne qualité de l'eau contribue à la santé des poissons.
- **Lumière :** dans les installations en intérieur, un mauvais éclairage peut mener à une consommation d'aliments réduite.
- **Bruit :** si les poissons sont dérangés pendant qu'ils consomment des aliments, cela peut conduire à des pertes d'aliments, selon les espèces.

3 FLUX DE SUBSTANCES ET PROCÉDÉS DANS LES INSTALLATIONS D'AQUACULTURE

3.1 Description des flux de substances

Les installations d'aquaculture font appel à diverses technologies qui influencent ou modifient la qualité et la composition de l'eau traversant l'exploitation. La désignation des divers flux de substances et leurs caractéristiques sont toujours sources de confusion, notamment quand les flux de substances sont séparés et mélangés. Pour lutter contre les malentendus, une définition des flux de substances typiquement présents dans les exploitations piscicoles est donnée ci-après (Tableau 1). Ces termes sont utilisés de manière cohérente dans le présent guide.

Tableau 1

Définition des flux de substances présents dans les exploitations piscicoles.

Flux de substances	Type	Signification	Caractéristiques typiques	Symbole
Eau fraîche	Intrant	Eau fraîche (le plus souvent eau de source, souterraine ou de ruisseau voire eau du robinet) qui entre dans l'installation.	Très faible concentration en nutriments ; parfois concentration accrue d'ions métalliques (p. ex. fer) ou de gaz (CO ₂ ou N ₂) ; rarement pollution par pesticides	 EF
Eau de recirculation	Intern	Eau qui est plus ou moins traitée pour être réutilisée dans l'installation d'aquaculture et recirculée.	MS souvent inférieur à mg l ⁻¹ ; concentration de COD souvent < 25 mg l ⁻¹ ; concentrations en nutriments NH ₄ ⁺ -N < 1 mg l ⁻¹ et NO ₂ ⁻ -N < 0.1 mg l ⁻¹ (et parfois NO ₃ ⁻ -N < 100 mg l ⁻¹)	 ER
Eau de rétrolavage	Interne/ extrait	Flux d'eau continu ou discontinu, plus pollué, provenant du rétrolavage d'unités de filtrage, d'écumeurs, etc. Peut être recyclé en interne après traitement ou éliminé directement.	Concentrations accrues de matières en suspension (MS de 0.05 à 0.1%) (p. ex. eau de rétrolavage du filtre-tambour).	 ERT
Effluent	Extrant	Flux d'eau qui sort de l'installation d'aquaculture par un déversoir, généralement au point le plus bas. Selon le type d'exploitation, l'effluent peut déjà avoir une qualité autorisant le déversement, même sans épuration supplémentaire.	P. ex. eau de recirculation après filtration en filtre-tambour ou eau de déversoir d'exploitations en circuit ouvert	 EFL
Effluent épuré	Extrant	Effluent ou eau de rétrolavage traités pour avoir une qualité autorisant le déversement.	Sa charge en substances organiques est moindre que celle de l'effluent.	 EUe
Boues	Extrant	Eau de rétrolavage concentrée ou boues sédimentées.	Forte concentration en matières en suspension (MS habituellement > 2–20%). Rarement déshydratée jusqu'à 95 % de MS.	 B
Air/oxygène	Intrant	Air ou oxygène technique injecté dans l'eau (concentrateur d'oxygène ou oxygène pur)	Air ou oxygène à forte teneur (> 95–100%)	 Air/O₂
Adjuvants	Intrant	Adjuvant apporté dans certains procédés (p. ex. dénitrification ou épaississement des boues) qui est nécessaire dans le procédé (p. ex. source de carbone, coagulant/floculant, etc.)	Substances parfois toxiques (à haute concentration)	 A

3.2 Description des procédés

Ce chapitre décrit les principaux **procédés** du traitement des eaux (usées) des installations d'aquaculture et explique leurs principes de fonctionnement. Des descriptions des technologies utilisées sont présentées au chapitre 6 (Technologies).

3.2.1 Filtration mécanique et épaississement des boues

Les principes de fonctionnement de l'élimination des substances particulaires dans les installations d'aquaculture sont décrits ci-après. Les restes d'aliments et les excréments sont les sources primaires de matières en suspension dans les installations d'aquaculture. Pour une bonne santé des poissons, les matières en suspension (MES) doivent être éliminées rapidement du système. Si elles sont minéralisées, il peut y avoir formation d'ammonium toxique pour les poissons et des lésions des branchies, ce qui provoque un stress [1]. Qui plus est, des substances organiques dans le biofiltre favorisent la croissance de micro-organismes hétérotrophes indésirables et réduisent ainsi les performances des bactéries nitrifiantes (voir Nitrification). Une persistance de substances organiques dégradables dans l'effluent de l'installation d'aquaculture peut mener à un envasement et à une consommation d'oxygène dans le cours d'eau. Pour ces raisons, une séparation rapide des matières en suspension organiques constitue une étape importante du traitement des eaux des installations d'aquaculture.

Trois principes sont essentiellement appliqués dans la séparation des matières en suspension :

1. **Filtration** : séparation des particules sur la base de leur taille (généralement > 20 à $30\ \mu\text{m}$). Les technologies habituelles pour cela sont :
 - a) pour des débits volumiques importants avec faible teneur en MES : filtre-tambour (FTB), filtre à lit fixe (FLF) ;
 - b) pour des débits volumiques faibles avec teneur élevée en MES : filtre en non-tissé (FNT), filtre à bande (FBande), filtre-pressé (FP), épaississement sur membrane² (EM).
2. **Sédimentation** : séparation de particules plus grosses en raison de leur vitesse de sédimentation plus élevée (densité et taille). Plus la particule est dense et grosse et plus vite elle sédimente. Les technologies habituelles pour cela sont :
 - a) pour des débits volumiques importants avec faible teneur en MES : séparateur à lamelles (SL), bassin de décantation (BD) ;
 - b) pour des débits volumiques faibles avec teneur élevée en MES : décanteur de type Dortmund (DTD).
3. **Flottation** : réduction de la densité des particules par fixation de bulles de gaz et donc flottage des particules sous forme de mousse. Utilisable uniquement pour des débits volumiques avec faible teneur en matières en suspension et petite taille des particules. Est utilisée dans les écrémeurs de protéines.

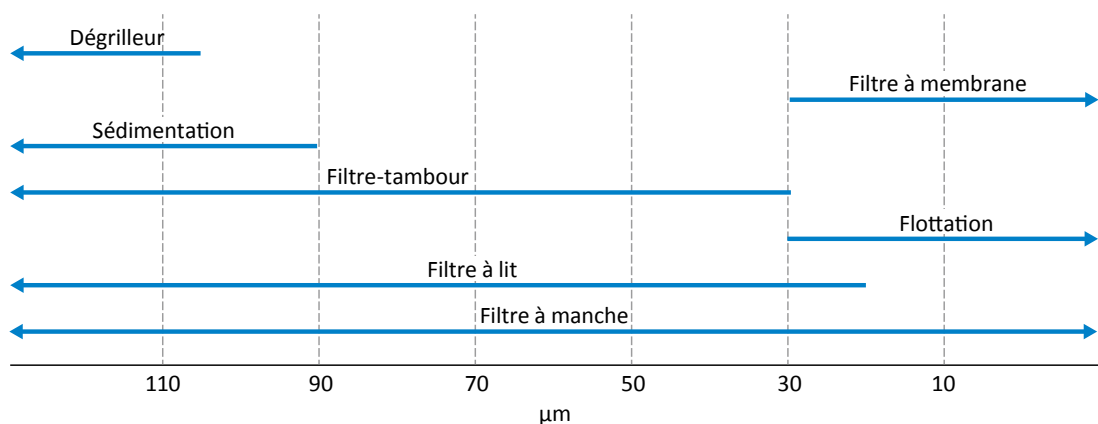


Figure 2

Aperçu des tailles de particule qui peuvent être éliminées par diverses technologies (adapté de Cripps und Bergheim [2000]).

² Aussi < 1 micromètre. Attention aux coûts d'achat et d'exploitation élevés (énergie, maintenance).

Tableau 2

Aperçu des facteurs favorisant (+) et inhibant (-) la filtration.

+	-
• L'ozonation/traitement aux UV favorise la coagulation des particules par modification de la charge superficielle et améliore la capacité de séparation. • Une bonne formulation des aliments améliore la stabilité et la capacité de séparation des granulés non consommés et des excréments. • L'écoulement dans toutes les conduites d'eaux usées doit être supérieur à la vitesse de décantation des plus gros granulés alimentaires pour éviter la sédimentation et donc la minéralisation. • Un nourrissage ciblé peut réduire la quantité de restes d'aliments et d'excréments des poissons.	• Les pompes ou de forts tourbillonnements/turbulences en amont de la séparation des matières en suspension réduisent la taille des particules et dégradent ainsi leur capacité de séparation. • Un long temps de séjour hydraulique dans le bassin piscicole augmente la minéralisation et diminue la capacité de séparation des MES. • Les zones d'eau calme (p. ex. dans des fosses à excréments mal dimensionnées des bassins piscicoles) mènent à une sédimentation incontrôlée. • Une injection directe de bulles de gaz (air/oxygène) dans les bassins conduit à une flottation involontaire et augmente le temps de séjour des particules dans le bassin. Cela favorise leur minéralisation.

Bon à savoir

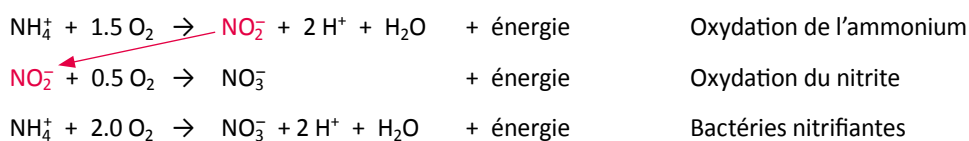
- Le maintien d'une vitesse d'écoulement appropriée de 0.8 à 1.2 m s⁻¹ dans toutes les conduites entre les bassins piscicoles et la séparation des matières en suspension évite la sédimentation dans les conduites.
- La séparation des matières en suspension doit en éliminer plus de 60 % (de préférence plus); sinon, elle est sous-dimensionnée.
- La taille des MES qui ont traversé une pompe est tellement réduite que la plupart d'entre-elles ne peuvent plus être dégradées que biologiquement.

3.2.2 Nitrification

La nitrification est le processus biologique par lequel l'urée et l'ammonium sont oxydés en nitrite, puis en nitrate [3]. Les poissons excrètent l'ammonium³ principalement par les branchies [4]. Lors de la nitrification, de l'oxygène est utilisé par deux groupes de bactéries différents pour oxyder l'ammonium (NH₄⁺) tout d'abord en nitrite (NO₂⁻), puis en nitrate (NO₃⁻) (voir Formule 1). Dans l'aquaculture, les bactéries nitrifiantes sont dépendantes de la formation d'un biofilm et nécessitent donc une grande surface pour leur croissance. Cette surface est disponible sous forme de corps de remplissage (biocarrier) dans le biofiltre.

Formule 1

Aperçu du processus biochimique de nitrification; l'ammonium est oxydé en nitrate en deux étapes. Il y a alors production d'acide (H⁺), d'eau et d'énergie.



Selon le pH, l'ammonium est principalement disponible sous forme de NH₄⁺ ou de NH₃ aqueux (ammoniaque). L'ammoniaque est déjà toxique pour les poissons à de faibles concentrations. Les valeurs limites létales⁴ de l'ammoniaque sont comprises entre 0.08 mg l⁻¹ pour les saumons et jusqu'à 2.2 mg l⁻¹ pour les carpes. De manière générale, la concentration d'ammoniaque doit être inférieure à 0.05 mg l⁻¹ pour éviter aussi des effets chroniques sur la santé des poissons [5]. En Suisse, l'ordonnance sur la protection des animaux (OPAn) prévoit des concentrations d'ammoniaque <0.01 mg l⁻¹ pour les truites et <0.02 mg l⁻¹ pour les espèces de carpes.

Divers facteurs inhibent la nitrification et peuvent causer une accumulation de nitrite: la limitation de l'oxygène, l'inhibition du substrat et du produit (trop de nitrate, pH trop bas), la température ainsi que de grandes intensités lumineuses. Des concentrations élevées de nitrite dans le système peuvent être un

³ Valeurs d'ammonium de 51 g kg⁻¹ d'aliments pour poisson pour une teneur en protéines de 35 % [4].

⁴ Valeurs 96 h LC50, c'est-à-dire que 50 % des poissons meurent dans les 96 h à ces concentrations.

indice d'un échec imminent de la nitrification ou de valeurs excessives de nitrate et doivent donc appeler une réaction immédiate [6]. Le nitrite est exceptionnellement toxique pour les poissons, car il altère leur absorption d'oxygène (en anglais : brown-blood disease). Le nitrite oxyde le fer contenu dans l'hémoglobine et empêche ainsi la fixation de l'oxygène. Le chlorure s'oppose à cet effet et peut être ajouté sous forme de chlorure de sodium ou de sel. Cela peut être réalisé comme mesure immédiate si les concentrations de nitrite sont trop élevées. Il faut alors veiller à ne jamais ajouter le sel directement dans le biofiltre, car la forte concentration en sel endommagerait sinon le biofiltre affaibli. Qui plus est, des bactéries de dénitrification peuvent aussi causer une accumulation de nitrite [1].

Une forte concentration de substances organiques dans le réacteur favorise les bactéries hétérotrophes⁵, ce qui réduit le taux de nitrification dans le réacteur. Les bactéries hétérotrophes, dont la croissance est nettement plus rapide, entrent en concurrence avec les bactéries nitrifiantes autotrophes pour l'oxygène, les nutriments et la surface [7–9]. Le point décisif est ici le rapport entre le carbone dissous dans l'eau et l'azote ammoniacal (le rapport C/N) : il doit être petit et un rapport C/N de 1 peut déjà réduire le rendement de nitrification de 50 à 70% [7, 8]. Cela est problématique dans les exploitations en circuit fermé, car il faut y maintenir une faible concentration d'ammonium en raison de sa toxicité pour les poissons, ce qui cause un rapport C/N relativement élevé dans l'arrivée d'eau de l'épuration. **C'est pourquoi le réacteur de nitrification est nettement plus performant dans une installation en circuit fermé dotée d'une séparation efficace des matières en suspension.** En effet, la meilleure séparation des matières en suspension élimine des substances organiques et diminue ainsi la croissance des bactéries hétérotrophes qui entrent alors moins en concurrence avec les bactéries nitrifiantes.

La faible concentration d'ammonium dans l'eau de recirculation provoque en outre un court temps de séjour hydraulique (3 à 15 min) dans le biofiltre (nitrification) pour que suffisamment d'ammonium parvienne aux corps de remplissage (et qu'il n'y ait ainsi pas formation d'un fort gradient de concentration entre le bassin à poisson et le biofiltre) [10]. Des turbulences optimales dans le filtre assurent un mélange suffisant en évitant toutefois une abrasion trop importante du biofilm.

La nitrification est un processus produisant un acide qui conduit à une baisse du pH en fonction de l'alcalinité de l'eau. Il est possible de s'opposer à cette baisse en ajoutant p.ex. du bicarbonate de sodium (NaHCO_3 , bicarbonate de soude), du carbonate de calcium (CaCO_3), de la soude caustique (NaOH) ou de l'hydroxyde de calcium (Ca(OH)_2). Ces substances diffèrent en matière de coûts, d'application (liquide/solide), de sécurité d'exploitation et d'effet tampon. Dans les petites exploitations avec peu de technique de régulation, les composés de carbonate sont souvent préférés en raison de leur effet tampon bien qu'ils soient un peu plus coûteux.

La pisciculture fait appel à une multitude de réacteurs de nitrification qui diffèrent de manière générale par la manière dont les bactéries adhèrent au réacteur ou y sont présentes. Des réacteurs à corps de remplissage [11] qui servent de surface de croissance pour les bactéries sont principalement employés. Si les bactéries croissaient en suspension, elles seraient emportées à l'extérieur du réacteur en raison des débits élevés nécessaires. De ce fait, les réacteurs de nitrification nécessitent un temps de montée en puissance relativement long avant que des poissons puissent être placés dans le système (p.ex. en cas de nouvelle construction d'une installation) [12]. Les mesures suivantes sont utiles pour qu'un système dispose déjà d'un filtre de nitrification en état de fonctionnement avant l'ajout des poissons :

- un apport continu d'ammonium⁶, de carbone et de micro-nutriments peut permettre la colonisation par des bactéries nitrifiantes, même sans poissons. Avant l'ajout des poissons, il est toutefois important de vérifier les concentrations d'ammonium et de nitrite et de détecter un taux de dégradation suffisant ;
- utilisation de matériau de biofiltre déjà colonisé (ou remplacement partiel). Il faut alors veiller tout particulièrement à l'hygiène, c'est-à-dire à la possibilité qu'un matériau colonisé puisse introduire des maladies ou des animaux aquatiques (escargots) ;
- utilisation de micro-organismes actifs provenant de cultures⁷ ;
- ajout progressif de poissons et augmentation progressive de la quantité d'aliments.

⁵ Les bactéries hétérotrophes sont des bactéries qui utilisent des substances organiques comme « nourriture ».

⁶ Ajout p. ex. sous forme de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3). Dans l'idéal aussi de sels de nitrite dès le début.

⁷ Disponibles dans le commerce aquariophile/les fournitures pour étangs.

Une alcalinité prononcée réduit fortement le rendement de nitrification. De manière générale, une alcalinité (en équivalent $\text{CaCO}_3 = \text{CaCO}_3 \text{ éq}$) de 70 à 200 mg l^{-1} est recommandée [13]

Tableau 3

Aperçu des facteurs favorisant (+) et inhibant (-) la nitrification.

+	-
Turbulences appropriées dans le biofiltre	Forte intensité lumineuse
pH > 7.2	Substances organiques (rapport C/N élevé)
Température > 20 °C	pH faible (en dessous de pH 6, il ne se passe presque plus rien) [14]
Concentration d'oxygène élevée	Variation des concentrations d'ammonium et de nitrite (p. ex. arrêt de nourrissage)
Alcalinité : 70 à 200 mg l^{-1} ($\text{CaCO}_3 \text{ éq}$)	Concentration de nitrate élevée
Concentration de phosphate > 0.5 mg l^{-1}	Résidus de désinfectant (peroxyde d'hydrogène, ozone, etc.)
	Manque de micronutriments : il faut aussi ajouter des nutriments et du carbone en plus de l'ammonium lors de la montée en puissance du biofiltre

Bon à savoir

- Dans les exploitations en circuit fermé, un débit de 50 à 100 m^3 d'eau dans le biofiltre est nécessaire pour chaque kg d'aliments pour poisson.
- Dans les exploitations en eau froide (< 20 °C), il faut disposer d'env. 200 l de corps de remplissage (env. 500 $\text{m}^2 \text{ m}^{-3}$) et dans les exploitations en eau chaude (> 20 °C) d'env. 100 l de corps de remplissage (env. 500 $\text{m}^2 \text{ m}^{-3}$).
- Un débit d'air de 5 à 10 $\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$ est nécessaire par m^2 de biofiltre pour permettre un mélange suffisant.
- S'il faut ajouter du sel dans l'installation, ne pas le verser dans le biofiltre ni dans l'effluent du bassin, car la pression osmotique qui en résulte détruit les cellules des bactéries.
- Pour chaque gramme de $\text{NH}_4\text{-N}$ oxydé, 4.18 g d'oxygène sont consommés, croissance des micro-organismes comprise [6].
- L'acidification résultant de la nitrification consomme une alcalinité de l'ordre de 0.1 à 0.3 kg par kilogramme d'aliments pour poisson ajoutés ($\text{g CaCO}_3 \text{ éq/g N}_{\text{nitrifié}} = 7$) [6]. Cela correspond à une quantité de NaHCO_3 de 0.17 à 0.5 kg, ou à une quantité de Ca(OH)_2 de 0.075 à 0.22 kg.
- Le temps de séjour hydraulique de l'eau de recirculation (ER) pour la nitrification est de 3 à 15 min.
- Si le taux d'ammonium est accru dans des exploitations en circuit fermé alimentées par de l'eau fraîche basique, il convient de ne pas augmenter les changements d'eau, afin d'éviter une augmentation du pH et donc une transformation de l'ammonium en ammoniaque.
- Prudence lors de la montée en puissance du biofiltre avec de l'urée. Celle-ci peut encore être transformée en ammonium, même après l'arrivée des poissons, et avoir un effet toxique.

3.2.3 Dénitrification

La dénitrification est le processus biologique de réduction ou de dégradation du nitrate tout d'abord en nitrite, puis en azote gazeux (N_2). En pisciculture, la dénitrification est utilisée dans des exploitations en circuit fermé dans lesquelles les changements d'eau doivent être aussi réduits que possible. Un autre emploi moins répandu en est l'épuration de l'effluent. Une dénitrification peut être justifiée par des coûts élevés pour l'élimination de l'eau fraîche et de l'effluent, des coûts de chauffage élevés (énergie thermique), une réduction de la perte de sel ou une diminution de la charge d'azote dans l'effluent.

La principale source de nitrate dans les exploitations piscicoles provient de l'ammonium transformé lors de la nitrification, ce dernier étant initialement un déchet du métabolisme des poissons. La dénitrification est réalisée par diverses bactéries hétérotrophes, c'est-à-dire des bactéries qui dégradent les subs-

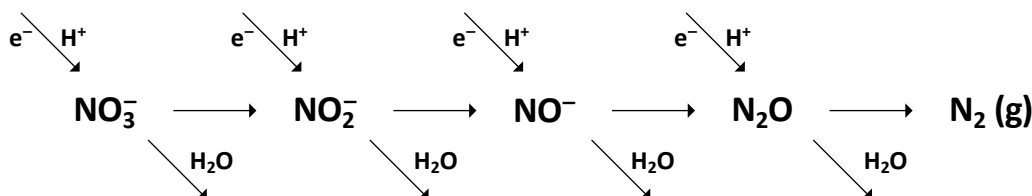
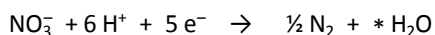


Figure 3

Étapes de réduction du nitrate en azote atmosphérique gazeux (N_2) avec consommation d'électrons (e^-) et de protons, c'est-à-dire d'acide (H^+).

tances organiques [6]. Le nitrate (NO_3^-) est réduit en quatre étapes tout d'abord en nitrite (NO_2^-), puis en monoxyde d'azote (NO), en protoxyde d'azote (N_2O) et finalement en azote atmosphérique gazeux (N_2) qui doit finalement se dégager de l'installation [15] (voir la formule 2).



Formule 2

Le bilan chimique de la dénitrification.

La réduction d'une molécule de nitrate consomme des protons et des électrons, ces derniers provenant généralement⁸, dans les installations d'aquaculture, d'une source de carbone.

Comme le montre la Formule 2, la dénitrification nécessite des protons (H^+) et des électrons (e^-) pour réduire le nitrate. Ceux-ci proviennent d'une source de carbone qui doit être ajoutée en raison de la basse concentration en carbone de l'eau de recirculation.

Si du méthanol est utilisé comme source de carbone, 2.47 g de méthanol/g NO_3^- -N sont nécessaires selon le calcul stœchiométrique ; en pratique, les valeurs sont comprises entre 3 g de méthanol/g NO_3^- -N et 5 g de méthanol/g NO_3^- -N en raison de pertes dues à la consommation d'oxygène et à la croissance des cellules. En pratique, il est important de ne pas trop surdoser la source de carbone, car cela pourrait avoir plusieurs effets indésirables : a) stimulation de processus de fermentation, b) consommation d'oxygène en cas d'entraînement du carbone dans l'exploitation et c) manque d'appétit des poissons⁹. Lors de la montée en puissance de la dénitrification, un fort dosage de la source de carbone favorise la formation de la culture de bactéries dans le réacteur de dénitrification [17].

Typiquement, le méthanol, l'éthanol, la glycérine, l'acétate ou le glucose sous forme liquide sont utilisés comme source de carbone. Comme il est peu coûteux et conduit à de bons résultats dans la dénitrification, le méthanol est la source de carbone la plus courante. Toutefois, les autres substances sont préférées pour leur meilleure sécurité d'exploitation, notamment dans les petites installations.

Une accumulation de nitrite peut être un indice d'un dosage insuffisant de la source de carbone [18] qui peut être évité avec un léger surdosage [16].

Le potentiel rédox (potentiel d'oxydoréduction) peut être utilisé comme paramètre de contrôle pour la dénitrification (pour estimer si le processus de dénitrification est complet). Une dénitrification complète mène à un potentiel redox entre -150 et -250 mV (selon le substrat initial) et elle est signalée par une rupture de pente dans la courbe décroissante du potentiel redox. Le potentiel redox peut être utilisé dans les réacteurs séquentiels pour le contrôle lors du remplissage et dans les réacteurs en continu pour le contrôle du débit d'arrivée et le dosage de la source de carbone.

Si la dénitrification est réalisée en dérivation de la nitrification, il convient de choisir un temps de séjour hydraulique < 2 h (c'est-à-dire d'accélérer l'écoulement dans le réacteur) pour empêcher ainsi des processus de réduction incontrôlés¹⁰ (p. ex. de sulfate en sulfure d'hydrogène) [19]. Cela dépend toutefois fortement du débit et du taux souhaité de réduction du nitrate. En outre, un réacteur à ozone peut être ajouté en aval de la dénitrification pour oxyder en nitrate neutre le nitrite toxique contenu dans l'effluent.

⁸ Il existe d'autres formes de dénitrification qui ne sont toutefois pas traitées ici.

⁹ Diminution importante de la consommation d'aliments des poissons pour diverses sources de carbone, p. ex. -37% avec l'éthanol dénaturé ou -33% avec l'acide acétique [16].

¹⁰ DNRA : dissimilatory nitrate reduction to ammonium (réduction dissimilaire du nitrate en ammonium).

Des oligoéléments et des sels (fer, manganèse, cuivre, zinc, NaCl, etc.) font partie de divers processus chimiques importants dans la dénitrification [20, 21]. Or un déficit en oligoéléments, et donc une limitation du taux de dénitrification, peut être causé notamment par l’ozonation ou par l’emploi de précipitants dans les exploitations en eau salée. Le taux de dénitrification peut alors être augmenté par un ajout d’oligoéléments [21].

En théorie, la dénitrification peut être alimentée avec des boues de l’installation riches en carbone. Cela a été essayé avec succès dans la recherche [22–31]. Toutefois, diverses questions, p.ex. la tolérance des poissons au substrat recyclé, n’ont pas été suffisamment tirées au clair jusqu’à présent.

Tableau 4

Aperçu des facteurs favorisant (+) et inhibant (–) la dénitrification.

+	–
pH 7 à 8.5 [6]	Très fortes concentrations de sel (> 35 g l ⁻¹)
DCO/N : 2 à 5 (selon la source de carbone !)	Surdosage de la source de carbone
Oligoéléments (fer, manganèse, etc.)	

Bon à savoir

- Si du sel est ajouté dans l’installation, ne pas le verser dans le réacteur de dénitrification !
- La dénitrification augmente le pH. Pour chaque gramme d’azote nitrique qui est dégradé en N₂, il y a production de 3.57 g de CaCO_{3 eq} [15]. Cela permet de diminuer de près de moitié la quantité de produits chimiques utilisés pour le contrôle du pH dans la nitrification.
- Dosage du méthanol : 3 à 5 g méthanol/g NO₃⁻-N.
- Une accumulation de nitrite est un indice d’une dénitrification incomplète et donc d’un trop faible dosage de la source de carbone [16, 18].
- La dénitrification a lieu à une concentration d’oxygène < 0.3 mg l⁻¹.
- Une forte réduction des changements d’eau diminue l’évacuation de la chaleur et, en été, cela peut conduire à des problèmes par manque de refroidissement même chez les espèces d’eau chaude.
- L’exploitation d’une dénitrification nécessite des connaissances étendues et il faut toujours vérifier si son emploi se justifie. C’est pourquoi seule une minorité d’exploitations en circuit fermé dispose d’une dénitrification.

3.2.4 Précipitation du phosphate

En Suisse, le phosphore est le facteur limitatif en ce qui concerne la croissance des plantes, des algues et des bactéries dans les cours d’eau et les étendues d’eau. Un apport de faibles quantités de phosphore dans les eaux peut déjà conduire à une croissance massive d’algues et de bactéries. Pour cette raison, la concentration de phosphore dans les boues et les effluents d’exploitations piscicoles est encadrée par une réglementation relativement sévère. Dans les aliments pour poisson, le phosphore est présent comme phosphate et comme phosphore organique. Il est rejeté par les poissons dans l’urine sous forme dissoute et dans les excréments sous forme particulaire.

Il existe plusieurs possibilités pour éliminer les phosphates des eaux usées : outre les méthodes classiques par précipitation et floculation chimiques, d’autres technologies font appel à une bioaccumulation par des bactéries, des algues ou des plantes. Le point commun à ces méthodes est qu’elles transforment le phosphate dissous en une forme particulaire qui peut être éliminée du système par sédimentation, écumage ou des procédés similaires [32].

Si la séparation du phosphore particulaire est insuffisante dans une exploitation piscicole, il est le plus souvent éliminé par des méthodes classiques de précipitation avec des sels d’aluminium et de fer. Cette étape est souvent combinée à l’épaississement des boues. Les sels métalliques sont rejetés dans l’effluent ou dans l’eau de rétrolavage et le phosphore dissous est transformé en forme particulaire (précipitation). Étant donné que les particules précipitées sont généralement très petites et difficiles à séparer ou

décanner, un flocculant est ajouté lors d'une deuxième étape pour former de plus gros agrégats. Ces floccs peuvent être séparés lors d'une étape suivante (souvent avec un filtre à bande). La précipitation du phosphate est un procédé onéreux, notamment en matière d'entretien et de maintenance.

+	-
Un apport ponctuel d'hydroxyde de calcium pour le contrôle du pH augmente la précipitation de phosphore dans l'installation.	Turbulences insuffisantes lors du mélange des précipitants et flocculants.
De fines particules organiques aident à la précipitation et à la séparation des sels de phosphore.	Turbulences trop fortes ou trop faibles dans la phase de floculation.
Un dosage correct du précipitant permet de réaliser des économies conséquentes.	Temps de séjour hydraulique trop court dans la floculation.
	Séparation insuffisante des sels de phosphore précipités.

Tableau 5

Aperçu des facteurs favorisant (+) et inhibant (–) la précipitation du phosphate.

- La précipitation du phosphate dans l'effluent n'est une solution appropriée que pour les exploitations en circuit fermé avec une basse consommation d'eau par kg d'aliments pour poisson. Dans les exploitations en circuit ouvert, la concentration de phosphore est trop basse et la quantité d'eau trop élevée.
- Le lieu d'utilisation le plus efficace pour les sels métalliques (meilleure efficacité/coûts/avantages) est l'eau de rétro-lavage (ERT) des filtres-tambours (FTB).
- La précipitation comprend aussi la séparation. Si cette dernière est mal dimensionnée, la précipitation ne remplit pas son objectif.

Bon à savoir

3.2.5 Transfert de gaz (dégazage, enrichissement en oxygène, ozonation)

Dans la pisciculture, le transfert de gaz peut recouvrir deux objectifs principaux : l'apport d'oxygène (O_2) ou l'évacuation de dioxyde de carbone (CO_2) ou d'azote atmosphérique (N_2). Un transfert de gaz a lieu quand il y a sur- ou sous-saturation dans une phase (c'est-à-dire soit dans l'air, soit dans l'eau). Par exemple, si moins d'oxygène est dissous dans l'eau que le maximum possible, de l'oxygène gazeux se dissout dans l'eau. La solubilité d'un gaz dans l'eau dépend de la température, de la salinité, de la composition du gaz et de la pression [6]. Le transfert entre gaz et liquide s'effectue par les surfaces de contact des deux milieux.

Si un gaz est sursaturé dans l'eau (p. ex. CO_2), il peut dégazer naturellement de l'eau. Dans les installations d'aquaculture, étant donné que la surface de contact entre les phases liquide et gazeuse est faible et que donc l'apport ou l'évacuation de gaz sont très lents, on fait souvent appel à des filtres à ruissellement ou à lit mobile. Ceux-ci augmentent la surface de contact entre les deux phases et accélèrent donc aussi le dégazage. Une sursaturation de gaz peut avoir toutes sortes de causes : le CO_2 dans l'eau fraîche provient de processus de dégradation microbienne dans la région des sources et peut conduire, comme l'azote gazeux, à une sursaturation en cas de réchauffement de l'eau. Au sein de l'exploitation piscicole, le CO_2 provient essentiellement du métabolisme des poissons et des micro-organismes. L'azote gazeux peut provenir de la dénitrification, mais sa source principale est toutefois de l'air qui entre en contact avec l'eau sous haute pression (apport d'air en profondeur dans le biofiltre, bulles d'air ou fuite dans les conduites de pompe côté aspiration, azote dans le cône à oxygène lors de l'utilisation de concentrateurs d'oxygène, etc.). Un manque de connaissances dans la construction d'installations, un manque de savoir technique des exploitants et une technique de mesure relativement chère (et donc manquante) sont les raisons des valeurs accrues de N_2 et de CO_2 dans certaines installations d'aquaculture (notamment en circuit fermé).

En pisciculture, il faut de manière générale ajouter de l'oxygène à l'eau : la disponibilité de l'oxygène est généralement le premier facteur qui limite l'intensification d'une exploitation piscicole. Étant donné que la concentration maximale d'oxygène dans l'eau à la pression atmosphérique normale est relativement faible (9.1 mg l^{-1} à 20°C), les exploitations en circuit ouvert qui tirent la totalité de l'oxygène de l'eau fraîche ne peuvent obtenir qu'une faible production couplée à une forte consommation d'eau (environ 0.5 à 1 kg d'oxygène sont nécessaires par kg d'aliments pour poisson). Pour intensifier la production, il faut ajouter de l'oxygène artificiellement. Cela peut être obtenu en maximisant la surface de contact

entre l'oxygène et l'eau (par de petits tourbillons ou un faible diamètre des bulles). Qui plus est, il est possible de maximiser la durée de contact entre oxygène et eau et d'augmenter la pression. À des températures basses et avec une faible salinité, il est possible de dissoudre plus d'oxygène dans l'eau de manière générale. Une injection d'oxygène pur dans l'eau permet d'atteindre des saturations en oxygène très élevées ; ainsi, la recirculation nécessaire, p. ex. dans une installation en circuit fermé, peut être notablement réduite.

Une autre possibilité d'injecter un gaz dans l'eau de l'installation est l'ozonation : l'ozone (O_3) est une molécule d'oxygène avec un atome d'oxygène supplémentaire. Au contact avec l'eau, l'ozone produit des radicaux hydroxyle. Ceux-ci attaquent tous les réactifs chimiques et peuvent dégrader, inactiver ou tuer des substances organiques comme des particules fines en suspension, des substances humiques responsables de la turbidité de l'eau, mais aussi des bactéries, des algues, des champignons et des virus. L'ozone attaque aussi les branchies et les muqueuses des poissons. Un dosage et une mesure corrects ainsi que la destruction de l'ozone résiduel (p. ex. par UV) sont donc indispensables pour éviter un effet nocif sur les poissons.

Tableau 6

Aperçu des facteurs favorisant (+) et inhibant (–) le transfert de gaz.

+	–
Petit diamètre de bulle ou grande surface de contact.	Fortes turbulences qui transforment les petites bulles en bulles plus grandes et réduisent ainsi la surface de contact.
Longue durée de contact entre gaz et eau.	Faible débit volumique du gaz.
Grand volume de gaz.	Durée de contact courte.
Forts gradients de concentration.	

Bon à savoir

- Les poissons ont besoin d'env. 0.5 à 1 kg d'oxygène pour la respiration par kg d'aliments pour poisson consommés.
- Ne jamais exploiter les technologies d'enrichissement en oxygène à pression accrue à l'air comprimé ou avec de l'oxygène non-pur, car il y aurait alors aussi enrichissement de gaz étrangers indésirables. Effectuer des purges de gaz régulières (entre une fois par jour et une fois par semaine).

3.2.6 Réduction des germes

Les maladies bactériennes et virales ainsi que les parasites (nommés ici globalement « germes ») peuvent conduire à des pertes et des problèmes d'exploitation graves. Souvent, des germes parviennent dans le système par l'eau fraîche. Y sont surtout exposées les installations d'aquaculture faisant appel à des eaux de surface. Mais cela peut poser problème même dans les installations d'aquaculture fonctionnant avec de l'eau fraîche très peu chargée en germes, car une prolifération peut aussi avoir lieu à l'intérieur du système. Par ailleurs, la population de poissons, un manque d'hygiène d'exploitation (p. ex. vêtements du personnel, objets, etc.) ainsi que des oiseaux et d'autres animaux peuvent contribuer à la propagation de germes.

Des technologies courantes utilisées dans les installations d'aquaculture pour la réduction des germes sont les systèmes à UV (traitement aux rayons UV) et les réacteurs à ozone (ozonation). Les rayons UV, surtout sous forme de rayons UV-C, endommagent l'ADN des micro-organismes et les inactivent ainsi. L'ozone est un oxydant extrêmement puissant qui oxyde et détruit les cellules, ce qui le rend efficace contre les bactéries et les virus.

L'efficacité de la désinfection dépend des particules, des substances organiques dissoutes (correspondant au COD) et des substances inorganiques :

- les particules dans l'eau augmentent sa turbidité, qui conduit à son tour à une absorption et une diffusion des rayons UV et donc à une moindre efficacité de la réduction des germes. Qui plus est, l'ozone réagit de manière non spécifique avec les substances organiques.
- Le carbone organique dissous (COD) mène à une réduction de la transmission du rayonnement UV et donc à une baisse d'efficacité du traitement aux UV-C. Cela peut poser problème notamment dans les

installations en circuit fermé avec peu de changements d'eau, car des substances humiques difficilement dégradables s'enrichissent dans l'eau de recirculation. Le COD est généralement éliminé par ozonation (en combinaison avec un écumeur de protéines).

- Les substances inorganiques sont souvent facilement oxydables et, à forte concentration, elles conduisent à une moindre efficacité des systèmes d'ozonation.

La désinfection de l'eau fraîche provenant d'eaux de surface est recommandée dans les installations d'aquaculture. Dans les exploitations en circuit fermé, l'eau de recirculation traverse constamment des étapes de traitement visant à réduire les germes, l'objectif étant toutefois une forte réduction des germes et non une désinfection complète. Le débit au travers de la technologie de réduction des germes doit alors être tel que les micro-organismes ne puissent pas se multiplier plus vite qu'ils ne sont détruits. De plus, le fonctionnement du système à UV influe sur le rapport entre micro-organismes mobiles et sessiles, ce qui peut aussi avoir dans certaines circonstances un effet négatif sur l'équilibre microbien dans le système.

+	-
Faible quantité de composés organiques dissous (forte transmission du rayonnement UV-C).	Une durée de contact trop courte réduit la dose du système à UV.
Une légère ozonation de l'eau ou des changements d'eau augmentent la transmission du rayonnement UV.	Une faible transmission réduit la dose du système à UV.
Une grande pureté du verre de quartz améliore le rayonnement de la lampe à UV dans l'eau.	Une forte turbidité réduit la dose du système à UV.

Tableau 7

Aperçu des facteurs favorisant (+) et inhibant (–) la réduction des germes.

- Plus la turbidité de l'eau de l'installation est faible, plus la technologie de réduction des germes est efficace.
- Plus la transmission est élevée, plus le traitement aux UV-C est efficace.
- La dose d'UV-C doit être adaptée à l'organisme cible (agent pathogène). Tenir compte de la transmission.
- La turbidité est due à des particules dans l'eau.
- La coloration est due au COD (substances humiques colorantes).
- En aquaculture, les systèmes à UV sont généralement exploités avec une puissance électrique de 5 à 10 W par m³ de débit.
- Les lampes à UV-C doivent être remplacées tous les 1 à 2 ans, car le rayonnement UV-C diminue avec le temps.
- Les systèmes avec capteur d'UV permettent de mieux surveiller l'efficacité du système.
- Vérifier tous les six mois l'encrassement et l'opacité des verres en quartz des systèmes à UV (graisse, biofilm, rayures).
- Pour éviter la formation d'un biofilm sur les verres, ne pas faire fonctionner l'exploitation avec les lampes à UV éteintes.

Bon à savoir

4 TECHNOLOGIES

Les procédés décrits plus haut peuvent être implémentés avec diverses technologies. Certaines servent à l'épaississement des boues, d'autres à l'élimination ou à la transformation de substances dissoutes et d'autres encore à la réduction des germes, etc. L'aperçu ci-après présente une sélection de possibilités techniques permettant d'améliorer la qualité de l'eau dans les installations d'aquaculture. Il s'intéresse tant à des possibilités en interne qu'à des possibilités en aval. Un traitement et un recyclage des eaux en interne conduisent à une réduction des flux d'eaux usées et à des concentrations plus élevées, ce qui permet une épuration plus efficace. Pour cette raison, une bonne épuration de l'effluent commence déjà à l'intérieur de l'installation d'aquaculture.

La présentation des technologies n'est pas exhaustive. De nouveaux développements ouvrent de nouvelles possibilités de traitement des eaux. Selon les conditions du site, la place disponible, les conditions cadres financières, l'énergie disponible, la taille de l'exploitation, etc., la bonne solution est fournie par des technologies différentes. Par exemple, un fort épaississement des boues peut être judicieux pour une entreprise en raison de longs trajets de transport, alors que pour une autre, la valorisation des boues comme engrais de ferme avec une faible teneur en matières en suspension peut être avantageuse.

Outre la diversité des technologies, leur bonne combinaison joue aussi un rôle très important. Des flux d'eau purifiés ne doivent pas être mélangés à des flux d'eau pollués pour ne pas diminuer le bon résultat d'épuration déjà atteint. Il est tout aussi important de minimiser autant que possible dans tous les cas la durée de contact des matières en suspension avec l'eau pour réduire la minéralisation.

Outre l'effet épuratoire proprement dit, certaines de ces technologies ont aussi une deuxième fonction tout aussi importante. En aquaculture, le maintien d'une bonne qualité de l'eau permet de favoriser la santé des poissons, d'améliorer ainsi la consommation d'aliments et leur assimilation et finalement de réduire les émissions des poissons. L'exploitation correcte de ces technologies est donc essentielle pour minimiser dès le début la pollution de l'eau par kilogramme d'aliments pour poisson. C'est pourquoi les fiches technologiques ci-après contiennent aussi des informations sur l'exploitation des technologies.

4.1 Aperçu

4.1.1 Représentation schématique

Le Tableau 8, le Tableau 9 et le Tableau 10 offrent un aperçu sur les points suivants des technologies présentées dans ce guide :

- **Désignation** : la dénomination des technologies utilisée dans le guide ;
- **Symbole** : les symboles et libellés employés dans les organigrammes des procédés ;
- **Procédé** : le procédé principal réalisé avec la technologie (d'éventuels procédés secondaires n'ont pas été mentionnés ici volontairement) ;
- **Paramètres** : les paramètres chimiques et physiques sur lesquels la technologie peut avoir une influence prépondérante. Des couleurs différentes montrent si le paramètre correspondant est éliminé (ou réduit) par la technologie ou si elle le produit éventuellement.

Séparation mécanique des matières en suspension et déshydratation des boues

Désignation	Symbole	Procédé	N _{diss}			N _{part}	P _{diss}	P _{part}	COP/ MES	COD
			NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N					
Séparation des matières en suspension	MES	Terme générique pour la séparation mécanique des matières en suspension								
Bassin de décantation	BD	Séparation mécanique des matières en suspension								
Décanteurs de type Dortmund	DTM	Déshydratation des boues (attention à la redissolution)								
Filtre-tambour	FTB	Séparation mécanique des matières en suspension								
Séparateur à lamelles	SL	Séparation mécanique des matières en suspension								
Écumeur de protéines	EP	Séparation mécanique des matières en suspension, ozonation								
Filtre en non-tissé	FNT	Séparation mécanique des matières en suspension, déshydratation des boues								
Filtre à bande	FBand	Séparation mécanique des matières en suspension, déshydratation des boues								
Épaississement sur membrane	EM	Déshydratation des boues								
Épaississement par centrifugeuse	CTF	Déshydratation des boues								
Filtre-presse	FP	Déshydratation des boues								

Tableau 8

Aperçu des technologies de séparation mécanique des matières en suspension et de déshydratation des boues.

Les couleurs des cellules représentent le potentiel de réduction :

■ réduction importante
 ■ réduction moyenne
 ■ réduction faible

et

■ un risque de production du paramètre correspondant en raison de la minéralisation.

Étapes d'épuration biologique et chimique

Désignation	Symbole	Procédé	N _{diss}			N _{part}	P _{diss}	P _{part}	COP/ MES	COD	CO ₂ (aq)
			NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N						
Biofiltre	BF _{Nit}	Terme générique : biofiltre pour la nitrification (nit.), le produit final est le nitrate			Produit						
Biofiltre	BF _{Den}	Terme générique : biofiltre pour la dénitrification (dén).									
Filtre à lit mobile	FLM _{Nit}	Nitrification, dégazage, réduction du COD			Produit						
Filtre à lit mobile	FLM _{Den}	Dénitrification, réduction du COD									
Filtre à boues activées anoxique pour dén.	FBA	Dénitrification, réduction du COD									
Filtre à ruissellement	FR	Nitrification, dégazage, réduction du COD			Produit						
Filtre à lit fixe/filtre à billes	FLF _{Nit}	Nitrification, élimination mécanique des matières en suspension			Produit						
Filtre à lit fixe/filtre à billes	FLF _{Den}	Dénitrification, élimination mécanique des matières en suspension									
Stations d'épuration végétales	SV	Nitrification, réduction du COD.			Produit						
Précipitation du phosphate	PP	Précipitation du phosphate (avec séparation des matières en suspension)									
Précipitation du phosphate par ajustement du pH	PP	Précipitation du phosphate, contrôle du pH									

Tableau 9

Aperçu des technologies des étapes d'épuration biologique et chimique.

Les couleurs des cellules représentent le potentiel de réduction

■ réduction importante
■ réduction moyenne
■ réduction faible

et

■ un risque de production du paramètre correspondant en raison de la minéralisation.

Par minéralisation ou par constitution de biomasse microbienne, tous les types de filtration biologique peuvent avoir une faible influence sur les substances dissoutes ou particulières.

Technologies d'apport de gaz, de dégazage et de désinfection

Désignation	Symbole	Procédé	COP/ MES	COD	O ₂	O ₃	CO ₂ /N ₂	Germes
Injection d'oxygène/d'air	Oxy	Terme générique : injection d'oxygène ou d'air						
Low head oxygenator	LHO	Enrichissement en oxygène				facultatif		
Cône à oxygène	CO	Enrichissement en oxygène				facultatif	N ₂ non voulu	
Diffuseurs d'air et d'oxygène	A	Apport de gaz (oxygène)			varie fortement			
Tube en U	tube en U	Apport de gaz (oxygène)					N ₂ non voulu	
Aération d'étang (roue à aubes)	RA	Apport de gaz (oxygène)						
Tube de Venturi	Vent	Apport de gaz (oxygène, ozone)						seulement avec ozone
Injection d'ozone	O₃	Ozonation						
Dégazage	Deg	Réduction de la concentration de gaz dans l'eau de l'exploitation						
Rayonnement UV	UV	Réduction de la densité de germes				en partie avec pro- duction de O ₃		

Tableau 10

Aperçu des technologies d'apport de gaz, de dégazage et de désinfection.

Les couleurs des cellules représentent le potentiel d'injection

■ injection importante
■ injection moyenne
■ injection faible

et

■ le potentiel de dégazage/d'élimination

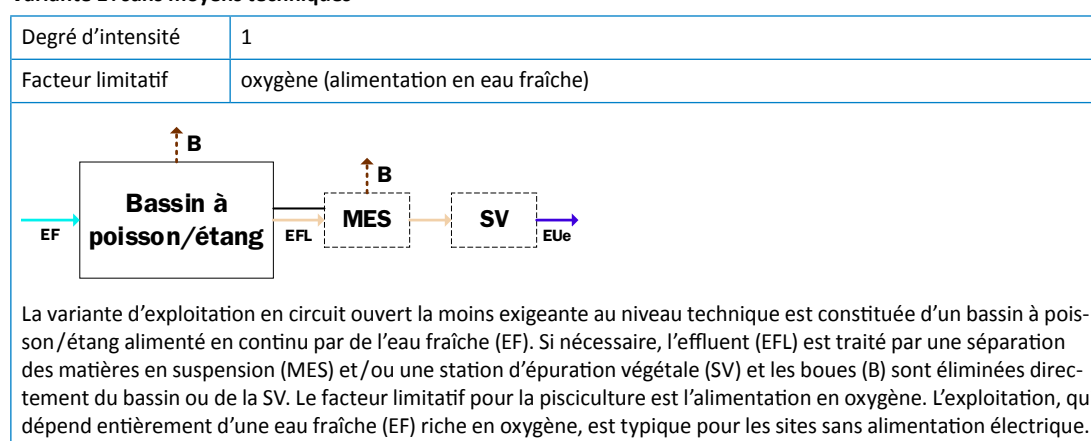
4.1.2 Degré de technicité des divers types d'installation

Diverses variantes d'implémentation technique d'installations d'aquaculture sont décrites ci-après. L'énumération des types d'installation définis ici n'est pas exhaustive. Dans la pratique, les installations ont souvent des configurations très diverses qui ne peuvent pas être récapitulées avec précision en raison des nombreuses possibilités. Les **lignes en traits pleins** définissent les éléments techniques déterminants pour la variante. Les **lignes en traits interrompus** montrent des éléments et flux de substances facultatifs. Les technologies possibles pour le traitement des boues ne sont pas représentées ici pour permettre une meilleure lisibilité et seront discutées séparément.

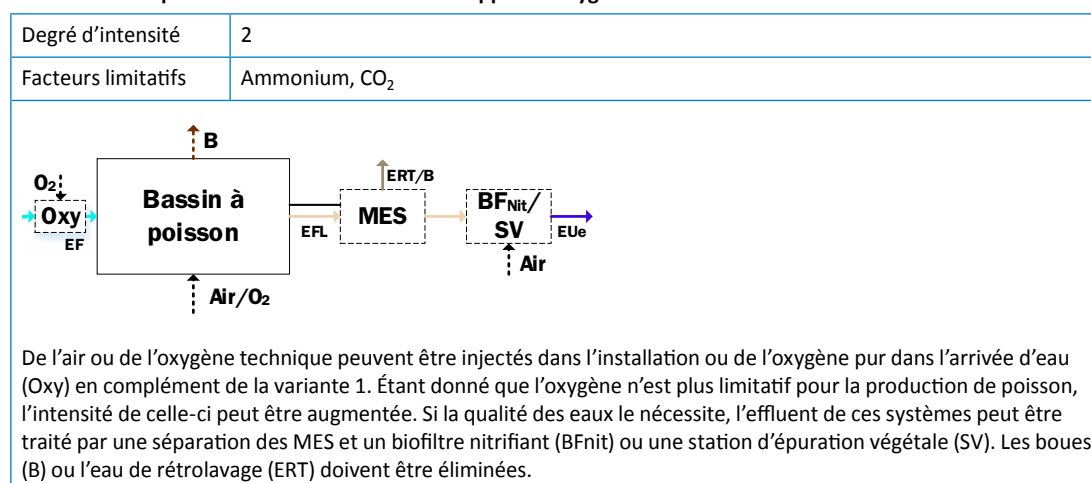
Exploitations en circuit ouvert

La principale caractéristique d'une exploitation en circuit ouvert est l'apport continu en eau fraîche (EF) qui est échangée plusieurs fois par jour et l'absence générale de flux de recirculation traitant l'eau pour permettre son recyclage (à l'exception de la variante 2.2 avec enrichissement en oxygène). À partir d'un certain degré d'intensité et de pollution des eaux, l'effluent doit être purifié avant d'être rejeté dans l'émissaire. Les types d'installation suivants représentent une partie de la diversité des configurations d'installation possibles pour les exploitations en circuit ouvert.

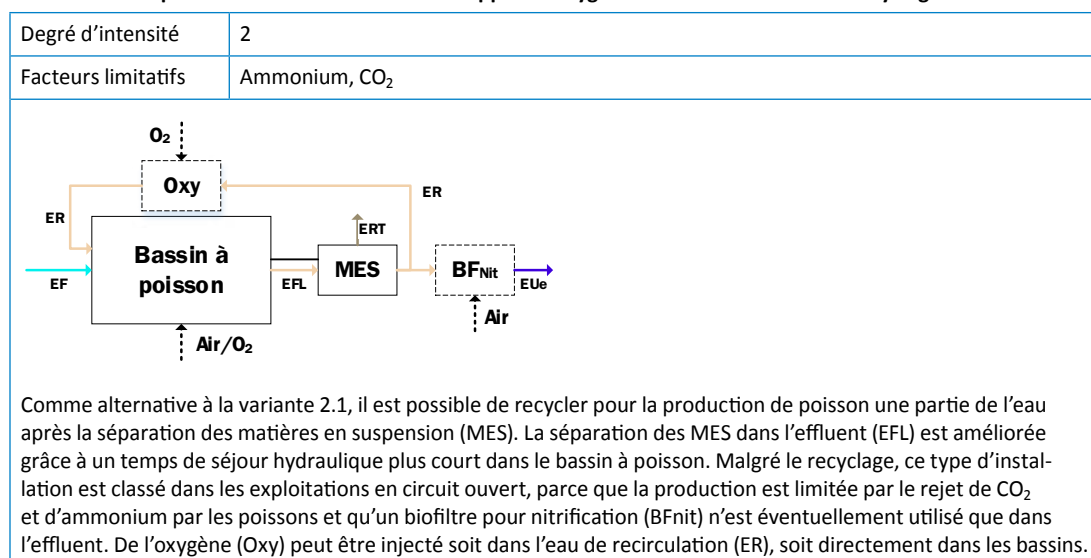
Variante 1 : sans moyens techniques



Variante 2.1 : exploitation en circuit ouvert avec apport d'oxygène



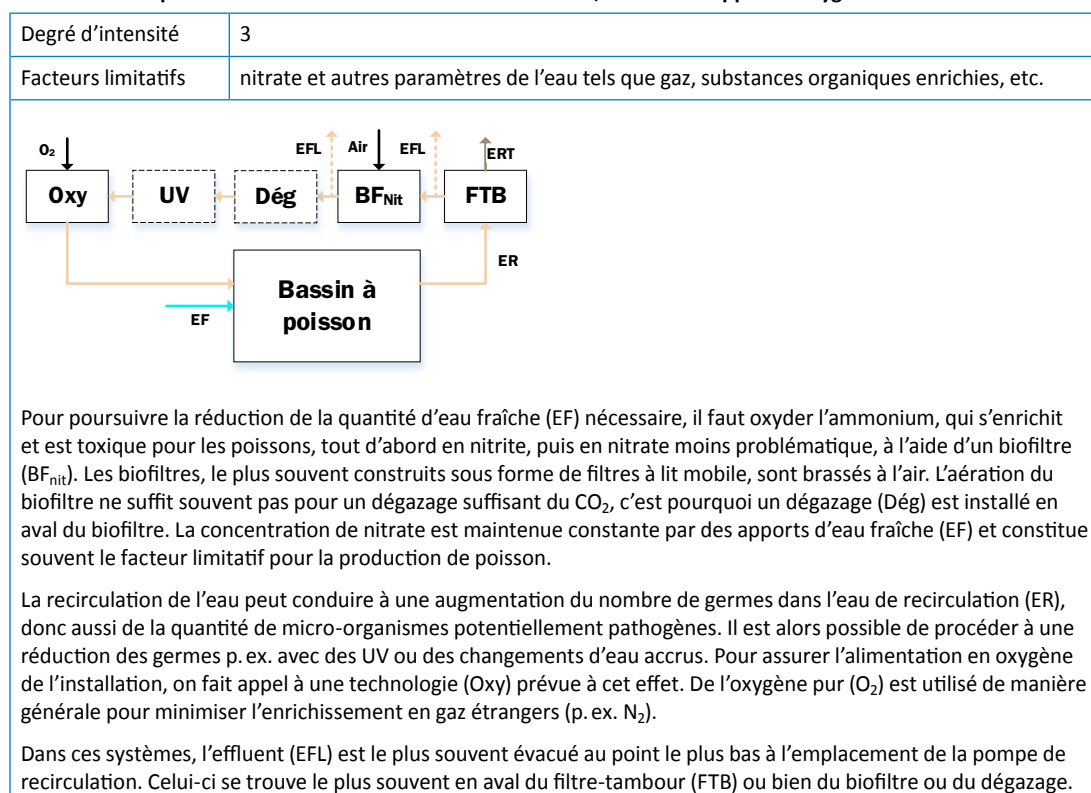
Variante 2.2 : Exploitation en circuit ouvert avec apport d'oxygène et filtre-tambour avec recyclage



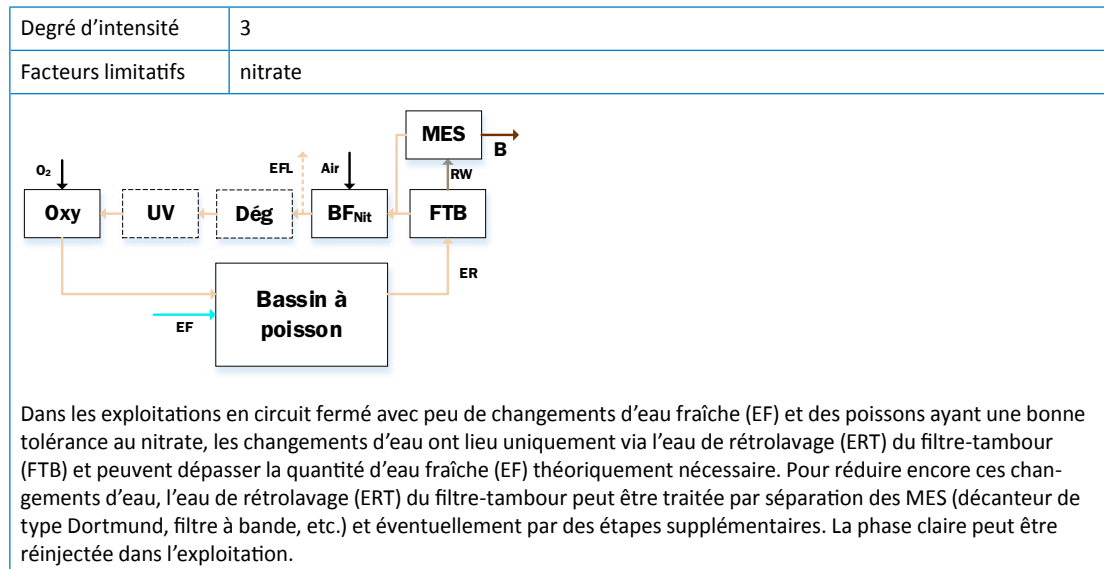
Exploitations en circuit fermé

La principale caractéristique d'une exploitation en circuit fermé est une épuration biologique (biofiltre) intégrée au circuit, qui élimine le facteur limitatif qu'est l'ammonium (2.1/2.2) et permet une réduction drastique de la consommation d'eau par kg de production. Pour permettre un débit suffisant dans les bassins piscicoles, l'eau est enrichie en oxygène après le traitement biologique et réinjectée dans le bassin piscicole (recirculation). Les types d'installation suivants représentent une partie de la diversité des configurations d'installation possibles pour les exploitations en circuit fermé. La réduction plus importante des changements d'eau dans les exploitations en circuit fermé peut aussi conduire à une limitation par la température, car l'évacuation de chaleur des installations n'est plus assurée. Selon leur construction, la position des pompes de recirculation dans le système peut différer, mais elles sont toujours placées en aval de la séparation des matières en suspension et associées à une bêche.

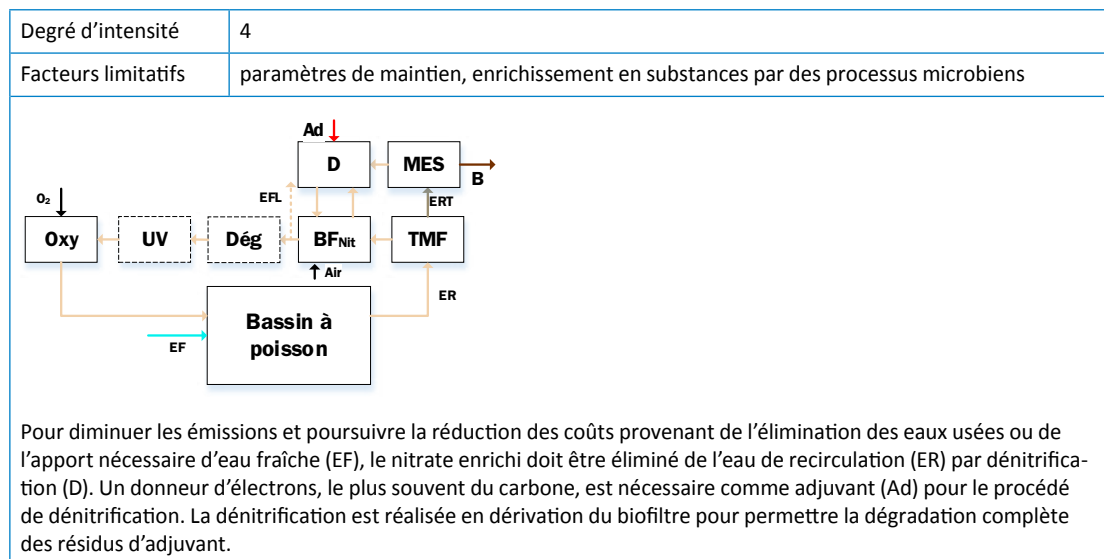
Variante 3.1 : exploitation en circuit fermé avec filtre-tambour, biofiltre et apport d'oxygène



Variante 3.2 : exploitation en circuit fermé avec FTB, BF, UV, alimentation en oxygène et épauississement des boues



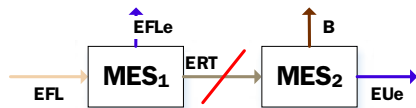
Variante 4 : exploitation en circuit fermé avec FTB, BF, UV, alimentation en oxygène, épauississement des boues et dénitrification



4.1.3 Mesures en aval pour la réduction d'émissions

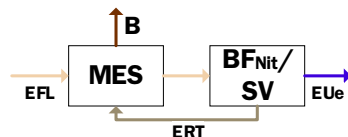
Le plus souvent, une réglementation particulière sur la qualité de l'effluent doit être respectée pour l'auto-risation et l'exploitation d'installations piscicoles (voir le guide «Installations d'aquaculture, Partie 1»). Le respect de la qualité peut être obtenu à l'aide des stratégies de réduction concernant les aliments et le nourrissage décrites plus haut ainsi qu'avec les mesures typiques de réduction des émissions dans l'effluent exposées ci-après.

Variante 1 : réduction des MES dans l'effluent



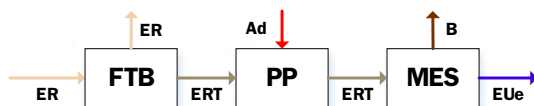
Pour obtenir une réduction des émissions de MES, une séparation des matières en suspension est souvent mise en œuvre dans l'effluent (EFL) ou dans l'eau de rétrolavage (ERT) de l'exploitation piscicole. Il est alors possible d'épaissir encore l'eau de rétrolavage (ERT) de la première séparation des matières en suspension (MES₁) à l'aide d'une deuxième séparation des matières en suspension (MES₂) afin de réduire les coûts d'élimination des boues. D'autres étapes de traitement sont nécessaires selon la durée de contact entre la boue et l'eau.

Variante 2 : réduction de la DBO et de l'ammonium dans l'effluent



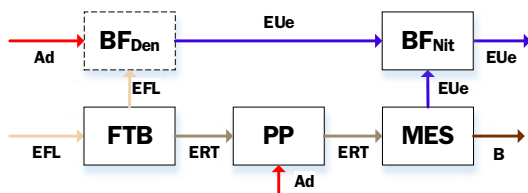
Si l'ammonium (NH_4^+) et le COD posent un problème de pollution dans l'effluent (EFL), ce dernier peut être traité par un biofiltre (BF) en aval après la séparation des MES. Les filtres à lit fixe rétro-lavables ont prouvé ici qu'ils étaient appropriés car, outre l'épuration biologique, ils retiennent aussi les particules fines en suspension et la concentration d'oxygène dans l'effluent est suffisamment élevée pour les micro-organismes. Une alternative est offerte par les stations d'épuration végétales, mais elles nécessitent un entretien correspondant et une place suffisante. L'assimilation de nutriments par les plantes est faible et peut être négligée.

Variante 3.1 : réduction de la concentration de phosphore et de MES dans l'eau de rétrolavage



Pour obtenir une réduction des émissions de phosphate, l'eau de rétrolavage (ERT) du filtre-tambour (FTB) peut être traitée par floculation et précipitation du phosphate (PP). Cela améliore la séparation des matières en suspension (MES). L'eau de rétrolavage est parfois aussi traitée ainsi avec l'effluent. Une biofiltration peut être nécessaire après la séparation des matières en suspension en raison de la minéralisation (voir variante 3.2)..

Variante 3.2 : réduction de la concentration de phosphore, de MES et de nitrate dans l'effluent

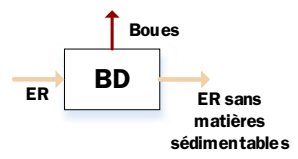
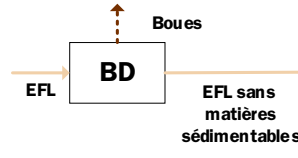


Dans les installations de production intensive/de très grande taille, une réduction supplémentaire des émissions d'azote dans l'effluent (EFL) peut être obtenue en ajoutant à la variante 3.1 une étape de dénitrification en aval du filtre-tambour (FTB). Quand une dénitrification est utilisée, il convient d'installer en aval de celle-ci un biofiltre aéré pour la nitrification (BF_{Nit}). Ce biofiltre reçoit aussi les eaux usées purifiées dans la précipitation du phosphate desquelles le phosphore précipité a certes été éliminé avec les boues dans la séparation des matières en suspension (MES), mais qui peuvent encore présenter des valeurs élevées d'ammonium (NH_4^+), de nitrite (NO_2^-) et de COD.

4.2 Élimination mécanique des matières en suspension et déshydratation des boues

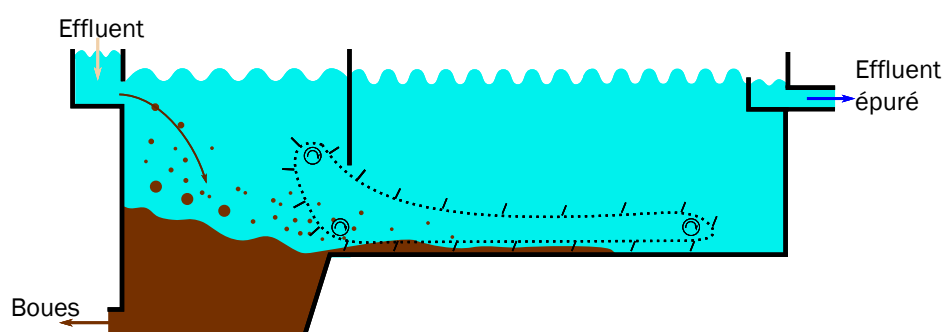
Les technologies suivantes sont employées dans les installations d'aquaculture pour l'élimination mécanique des matières en suspension et pour la déshydratation des boues. Dans le cas des technologies utilisant la décantation comme principe de séparation (bassin de décantation, décanteur de type Dortmund, séparateur à lamelles), la constitution des excréments est une propriété importante qui est essentiellement influencée par la formulation des aliments et la rapidité et la souplesse du transport des matières en suspension du bassin piscicole vers l'élimination des matières en suspension.

4.2.1 Bassin de décantation (BD)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Épuration de l'eau de recirculation	Exploitations en circuit fermé low-tech Exploitations d'aquaponie low-tech	
Épuration des eaux usées	Exploitations en circuit ouvert	

Principe de fonctionnement

Les matières en suspension sont séparées par sédimentation. Elles décantent dans le bassin de décantation et peuvent être repoussées par un mécanisme manuel ou automatique du fond du bassin vers la fosse de décantation où elles sont séparées. Des précipitants du phosphore peuvent aussi être ajoutés dans l'arrivée d'eau du bassin de décantation (BD) pour que le phosphore précipité décante avec les boues. Des turbulences dans l'arrivée d'eau ou des écoulements de court-circuit empêchent une bonne décantation. C'est pourquoi l'écoulement de l'eau est calmé par des panneaux et le déversoir du bassin de décantation est installé sur toute la largeur du bassin.

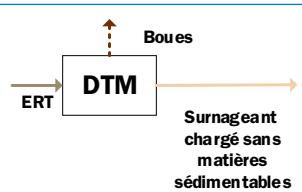


© ZHAW

Utilisation en aquaculture

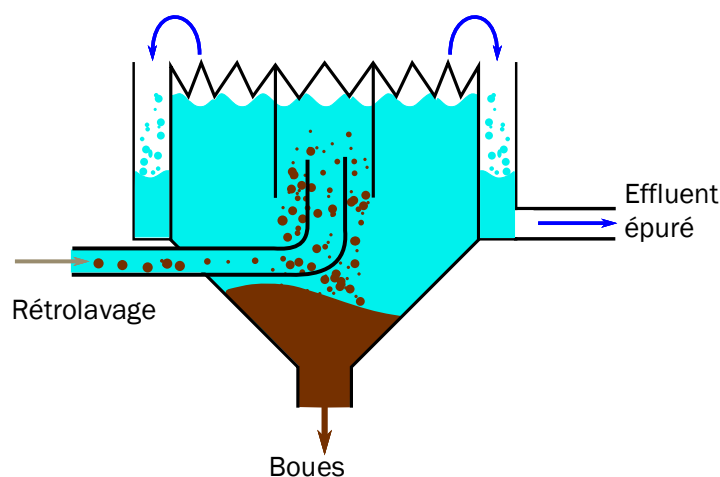
Au sein des installations d'aquaculture, les bassins de décantation (BD) ne sont utilisés que dans des exploitations en circuit fermé low-tech. Dans les exploitations d'aquaponie simples, les bassins de décantation (BD) sont très répandus, car la minéralisation se produisant dans les boues et la libération de nutriments n'y sont pas préjudiciables. Il est très rare de trouver des bassins de décantation (BD) dans les exploitations en circuit fermé high-tech, mais ils y servent parfois d'étape de prétraitement en amont d'un filtre-tambour.

4.2.2 Décanteurs de type Dortmund (DTM)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débites massiques
Épaississement de l'eau de rétrolavage de filtre-tambour	Exploitations en circuit ouvert et exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

Dans un décanteur de type Dortmund (DTM), l'eau à nettoyer (p. ex. eau de rétrolavage de filtre-tambour avec une concentration de MS d'env. 0.1 %) est introduite dans le cylindre central et s'écoule vers le bas de celui-ci, autant que possible sans turbulences. Le niveau de l'eau monte dans la chambre extérieure et l'eau est soutirée peu en dessous de sa surface. Les particules qui décantent plus vite que l'eau monte peuvent sédimenter dans le cône de décantation. Le cône doit avoir une pente aussi raide que possible pour que l'eau des boues de la partie inférieure du cône soit évacuée grâce au poids des boues situées au-dessus. Une évacuation régulière¹¹ des boues réduit la minéralisation des substances organiques et la formation de boues flottées. Selon le mode de fonctionnement, des concentrations de MS de 1 à 10 % peuvent être atteintes. Dans la plupart des cas, les concentrations de MES avec épaississement insuffisant des boues s'élèvent à 1 à 3 %. Des concentrations de MES de 10 % et plus peuvent être atteintes avec un bon fonctionnement.



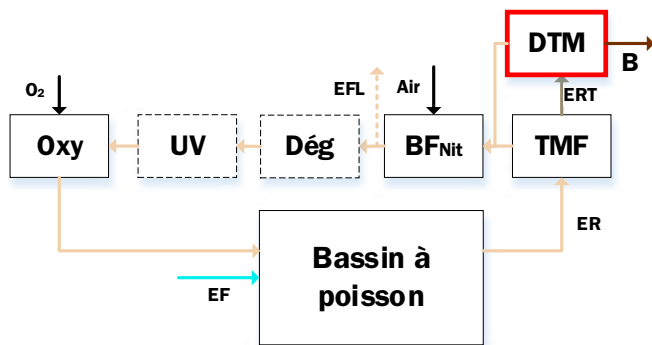
© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Le domaine d'utilisation le plus fréquent des décanteurs de type Dortmund (DTD) dans les installations d'aquaculture est l'épaississement d'eaux putrides. Il peut s'agir d'eau de rétrolavage de filtre-tambour, de boues extraites de bassins de décantation ou d'eau de nettoyage de bassin.

Une autre application des décanteurs de type Dortmund (DTD) sous une forme un peu différente est le rôle de piège à aliments dans lequel les plus grosses particules sont séparées de l'eau de recirculation avant d'atteindre le filtre-tambour. Cela évite une réduction mécanique de la taille des grandes particules dans le filtre-tambour. Par ailleurs, s'ils sont en matériau transparent, ils servent aussi au contrôle des restes d'aliments coulants.

¹¹ Plusieurs fois par jour ou en continu.

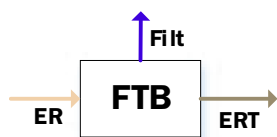
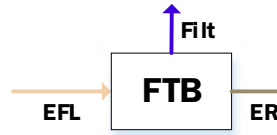


Utilisation dans l'épuration de l'effluent

- Dans les installations d'aquaculture, les décanteurs de type Dortmund sont souvent utilisés pour épaissir des boues. Si les durées de séjour sont longues, il peut s'y produire une forte minéralisation de nutriments. C'est pourquoi le surnageant ne doit pas être rejeté dans des eaux sans être épuré. L'évacuation des boues doit être réalisée en continu ou plusieurs fois par jour, d'autant plus souvent que l'eau est plus chaude.
- Les turbulences dans le bassin de sédimentation réduisent l'efficacité de la séparation des matières en suspension.
- Les boues flottées doivent être retirées plusieurs fois par jour, par écoulement superficiel ou par vidange complète.
- Utiliser le niveau des boues dans le cône pour que l'eau soit évacuée de la couche de boues inférieure par le poids propre des boues situées au-dessus. Le temps de séjour doit malgré tout rester court (quelques heures).
- Charge surfacique : 0.9 à $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, des valeurs $< 1.5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ sont recommandées de manière générale pour une séparation efficace [33, 34].

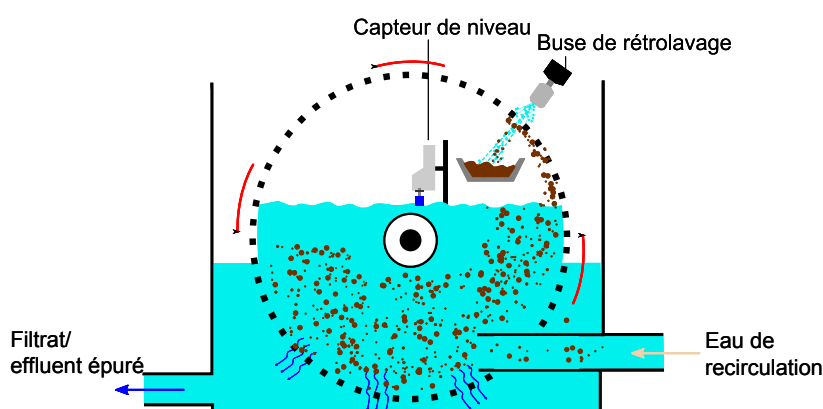
Bon à savoir

4.2.3 Filtre-tambour (FTB)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Séparation mécanique des matières en suspension	Exploitations en circuit fermé partiel, exploitations en circuit fermé	
Séparation mécanique des matières en suspension	Exploitations en circuit ouvert	

Principe de fonctionnement

Les filtres-tambours (FTB) sont composés d'un tamis filtrant cylindrique fermé traversé par de l'eau riche en matières en suspension. Les matières en suspension restent accrochées au tamis dont elles sont éliminées périodiquement par rétrolavage. L'accumulation permanente de matières en suspension sur le tamis filtrant crée un gâteau de filtre qui réduit la perméabilité et augmente la contrepression. Le niveau de l'eau dans le tamis filtrant augmente avec la contrepression jusqu'à activer un capteur de niveau qui initie le rétrolavage. Lors du rétrolavage, des buses projettent de l'eau depuis l'extérieur contre le tamis et le gâteau de filtre accumulé se dissout, tombe dans un bac collecteur et est évacué. L'eau de rétrolavage utilisée est généralement l'eau traitée par le filtre-tambour. Cela permet d'éliminer de l'installation des nutriments dissous, comme le nitrate. Dans les systèmes où il est essentiel de conserver du sel ou des nutriments et qui disposent d'une élimination des nitrates (dénitrification), le rétrolavage peut aussi être réalisé avec de l'eau fraîche.



© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Dans les installations d'aquaculture, le filtre-tambour est utilisé pour retirer des substances particulières se trouvant dans l'eau de recirculation.

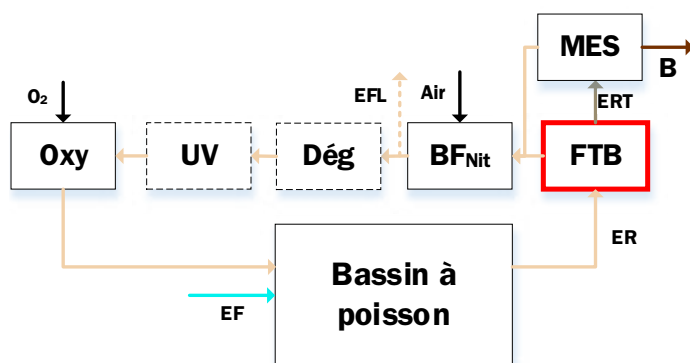
La capacité de débit du filtre-tambour dépend de la largeur de maille du tamis filtrant, de la fréquence de rétrolavage, de la concentration de MES, de la différence de pression, de la distribution des tailles des MES dans l'eau ainsi que de la surface de filtre humidifiée [35].

La taille des particules éliminées par le tamis filtrant dépend en premier lieu de la largeur de maille : les largeurs de maille proposées dans le commerce sont comprises entre 10 et 200 μm . Dans les installations d'aquaculture, on utilise toutefois en général des largeurs de maille comprises entre 30 et 100 μm . Une règle empirique pour une largeur de maille correctement dimensionnée est que la surface de filtre encrassée ne doit pas être rétrolavée plus que toutes les deux à trois minutes [6]. Le débit volumique

d'eau de rétrolavage qui en résulte correspond environ à 0.5 à 2.0 % du volume traité¹². 200 à 400 l d'eau de rétrolavage sont ainsi produits en général par kg d'aliments pour poisson.

La concentration en MES de l'eau de recirculation traitée par le filtre-tambour est typiquement de 2 à 5 mg l⁻¹ (correspondant à une teneur en MES de 0.002 à 0.005 %). L'eau provenant du rétrolavage a une concentration en MES d'environ 1000 mg l⁻¹ (correspondant à une teneur en MES de 0.1 %) et contient donc toujours une forte proportion d'eau [36]. Dans les exploitations en circuit fermé avec peu de changements d'eau, une partie significative de l'eau de remplacement peut donc être perdue par le filtre-tambour. Qui plus est, des coûts élevés pour l'élimination peuvent se présenter en cas de déversement direct dans la station d'épuration. Selon le domaine d'application, il peut donc être recommandé d'épaissir l'eau de rétrolavage avec une étape supplémentaire d'épaississement des boues (p.ex. un décanteur de type Dortmund ou un filtre à bande).

Les coûts d'exploitation d'un filtre-tambour dépendent de manière générale de la fréquence de rétrolavage. Moins le filtre-tambour doit être rétrolavé, moins les coûts de maintenance, d'électricité et d'élimination des eaux usées sont élevés.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

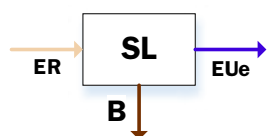
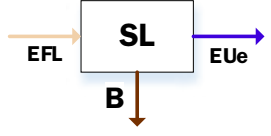
Des filtres-tambours sont souvent utilisés pour l'épuration des eaux usées d'exploitations en circuit ouvert. Ils sont aussi employés dans les exploitations en circuit fermé pour l'épuration finale des eaux usées traitées.

Bon à savoir

- Une largeur de maille entre 30 et 100 µm est judicieuse pour les installations d'aquaculture.
- L'eau de recirculation du filtre-tambour a une teneur en MES de 2 à 5 mg l⁻¹ (correspondant à une teneur en MES de 0.002 à 0.005 %).
- L'eau de rétrolavage (ERT) du filtre-tambour contient une concentration en MES d'environ 1'000 mg l⁻¹ (correspondant à une teneur en MES de 0.1 %).
- Le débit volumique de l'eau de rétrolavage du filtre-tambour correspond environ à 0.5 à 2.0 % du volume traité.
- Un filtre-tambour correctement dimensionné ne doit pas être rétrolavé plus que toutes les deux à trois minutes.
- Les tamis de filtre-tambour encrassés par de la graisse, du carbonate de calcium ou des précipitations doivent être nettoyés régulièrement avec des moyens appropriés (nettoyeur à haute pression, bases, acides) pour éviter des volumes trop importants d'eau de rinçage.

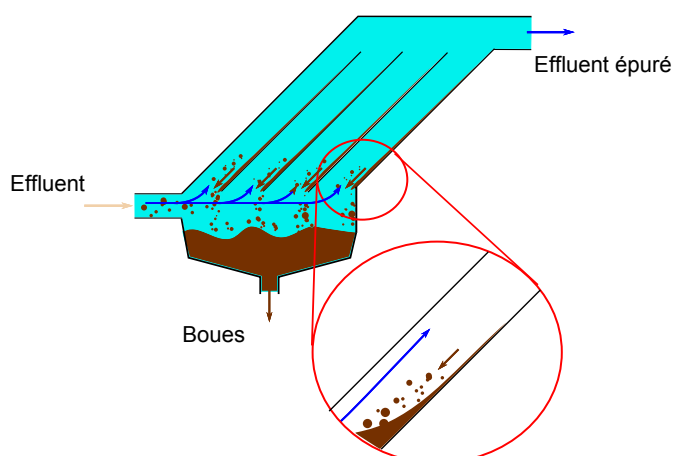
¹² Le volume d'eau de rétrolavage correspond au volume traité, c'est-à-dire au débit au travers du filtre-tambour (il est souvent confondu avec le volume de l'installation).

4.2.4 Séparateur à lamelles (SL)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Séparation des matières en suspension	Exploitations en circuit fermé low-tech	
Séparation des matières en suspension	Exploitations en circuit ouvert	

Principe de fonctionnement

Les séparateurs à lamelles (SL) sont utilisés pour la séparation des matières en suspension (MES) sous de grands débits volumiques avec une faible teneur en MES. L'eau traverse les lamelles du bas vers le haut de sorte que des particules se déposent sur les lamelles après une très courte distance de décantation, puis glissent vers le bas sur celles-ci. Le surnageant purifié est dirigé vers l'étape d'épuration suivante sur le côté supérieur. Les boues décantées doivent être enlevées régulièrement¹³ pour réduire leur minéralisation.

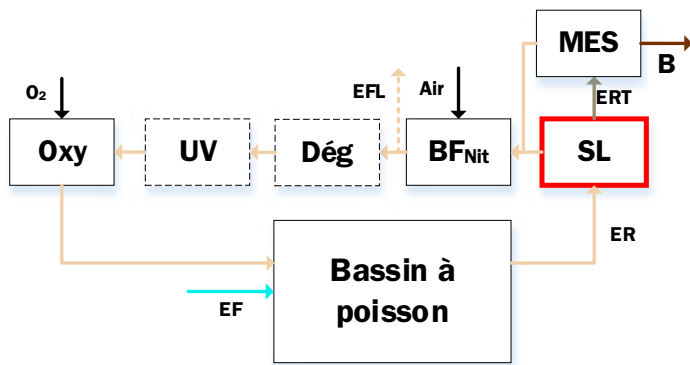


© ZHAW

Utilisation en aquaculture

En raison de leur charge superficielle limitée, les séparateurs à lamelles occupent beaucoup de place et ont souvent été remplacés par des filtres-tambours dans les exploitations en circuit fermé au cours des dernières années. Ils sont toutefois encore employés dans les exploitations en circuit fermé low-tech et les exploitations d'aquaponie. Et précisément dans les exploitations d'aquaponie, ils montrent certains avantages par rapport aux filtres-tambours : les nutriments libérés par la minéralisation des boues peuvent être bien assimilés par les plantes et la quantité de boues à traiter est très faible.

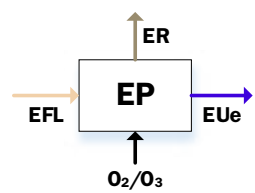
¹³ Plusieurs fois par jour.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Des séparateurs à lamelles sont utilisés pour l'épuration de l'effluent d'exploitations en circuit ouvert qui disposent de beaucoup de place et ne peuvent pas employer de séparation des MES nécessitant de l'énergie électrique comme les filtres-tambours. Par ailleurs, ils constituent souvent un type de séparation des MES très économique et simple à exploiter. Comme pour tous les types de sédimentation, une extraction régulière des boues décantées est importante ici aussi pour réduire la pollution de l'eau. Dans les installations d'aquaculture, les charges hydrauliques typiques des séparateurs à lamelles sont comprises entre 1.5 et $7.4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ [37].

4.2.5 Écumeur de protéines

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Élimination de substances organiques particulaires et dissoutes (COD)	Exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

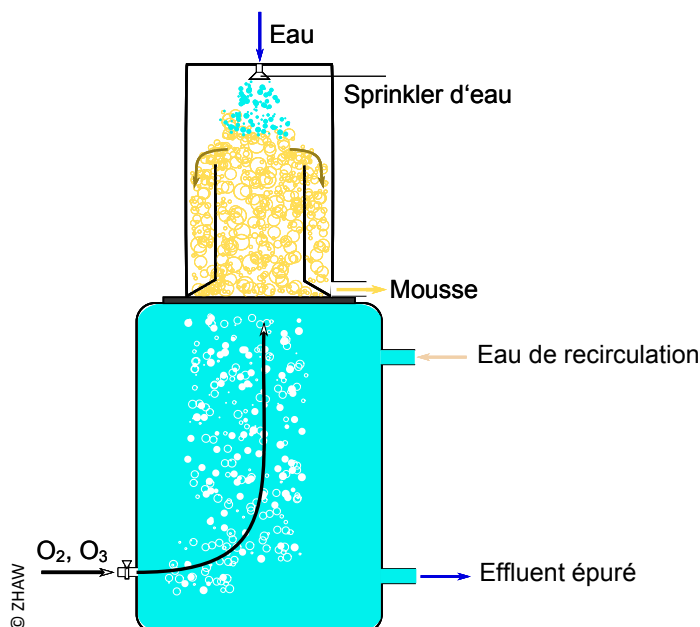
L'injection de minuscules bulles d'air dans l'eau de recirculation entrante lui fait former une mousse. Les substances organiques particulaires de petite taille et dissoutes adhèrent aux bulles d'air en raison de leurs propriétés et forment une phase mousseuse qui permet de les séparer. L'écumage permet d'éliminer des substances dissoutes et particulaires, p. ex. des protéines, de l'ARN, de l'ADN, des substances organiques particulaires et en partie aussi des micro-organismes et des algues [38]. Il faut une surface de bulles d'environ 400 m² pour éliminer un gramme de protéines. C'est pourquoi les écumeurs de protéines à petite taille de bulle et exploités à l'eau salée (permettant de petits diamètres de bulle) sont nettement plus efficaces que ceux à grosses bulles.

La vitesse de séparation des protéines est proportionnelle à la quantité de protéines présentes dans l'eau [39]. Quand l'eau contient une forte concentration de substances organiques, leur séparation est plus rapide et plus simple, car elles sont à proximité immédiate des bulles et doivent parcourir une distance plus courte pour être adsorbées à la surface des bulles. De plus, l'adsorption est plus importante si l'eau s'écoule à contre-courant du flux d'air, car davantage de substances organiques rencontrent une bulle en un temps plus court.

L'écumage de protéines peut être amélioré en maximisant la distance parcourue par les bulles d'air et la durée de contact. Par ailleurs, une très petite taille de bulle réduit la vitesse ascensionnelle et augmente la surface limite. Le volume de rétention de gaz, c'est-à-dire la quantité de gaz présente par rapport au volume de la colonne ne doit pas dépasser 25%, car il peut sinon y avoir apparition d'écoulement avec bouchons.

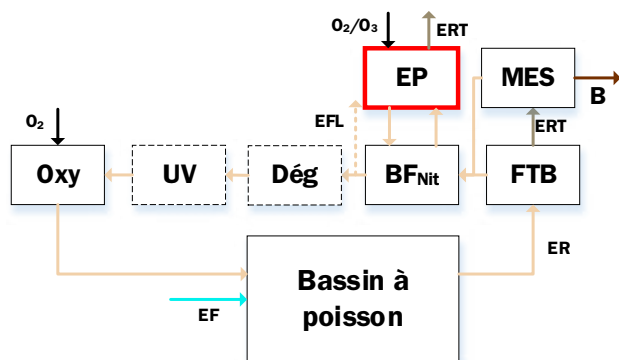
La présence d'huile et de graisse dans l'eau de l'installation peut réduire nettement les performances de l'écumeur de protéines. La raison est que l'huile s'enrichit également à la surface, entre air et eau, modifiant ainsi l'orientation des molécules avoisinantes : les extrémités hydrophobes se lient à l'huile, les bulles deviennent instables et éclatent.

Les écumeurs de protéines sont souvent utilisés avec de l'ozone [40]. Toutefois, on suppose que cela conduit à une diminution de la quantité totale de substances organiques séparables. Cela découle du fait que l'ozone oxyde les substances organiques complexes en substances polaires et mieux solubles dans l'eau qui sont alors moins enrichies à l'interface air/eau et moins bien éliminables.



Utilisation en aquaculture

Les écumeurs de protéines sont employés pour maintenir constante la qualité de l'eau de recirculation dans des exploitations avec peu d'apport d'eau fraîche. Grâce à l'utilisation d'un écumeur de protéines, la qualité de l'eau peut être sensiblement améliorée. Les exploitations en circuit ouvert quant à elles ne présentent pas de domaine d'application pour les écumeurs de protéines, car les concentrations en substances dans l'eau sont trop faibles.



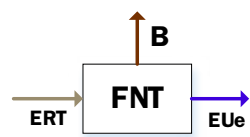
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Les écumeurs de protéines n'ont pas d'application dans le traitement des eaux usées.

Bon à savoir

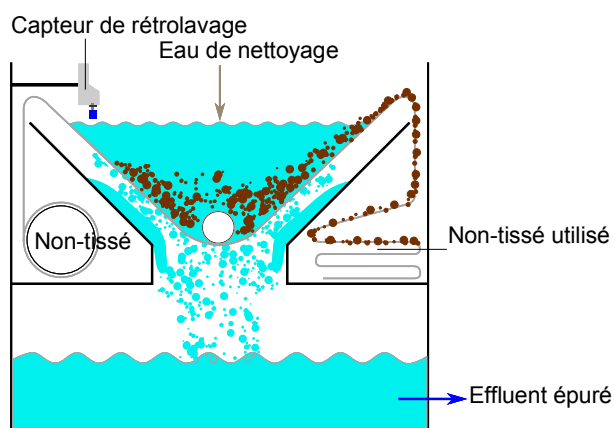
- L'huile dans l'eau réduit fortement l'efficacité de l'écumeur.
- Le volume de rétention de gaz dans la colonne ne doit pas dépasser 25 %.
- L'écumage de protéines est amélioré à des pH plus élevés.
- L'écumage de protéines est efficace avec de petits diamètres de bulle et dans l'eau salée.
- Un débit d'air de 20 l min^{-1} et une section de 90 cm^2 sont nécessaires par kg d'aliments par jour [6].

4.2.6 Filtre en non-tissé (FNT)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Séparation des matières en suspension	Exploitations en circuit ouvert (end-of-pipe), exploitations en circuit fermé partiel, exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

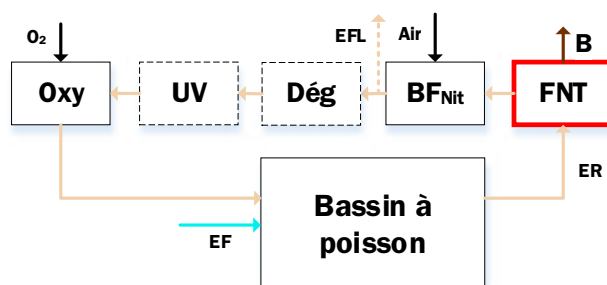
L'eau de rétrolavage (ERT) des étapes d'épaississement des boues en amont (le plus souvent à filtre-tambour) est conduite sur le non-tissé du filtre. L'eau peut traverser le non-tissé pendant que les MES y restent accrochées. Au fil de son utilisation, le non-tissé devient moins perméable à l'eau de rétrolavage (ERT) qui s'accumule dans le filtre. Le bassin du filtre contient un capteur de niveau qui, à partir d'une hauteur définie, fait avancer le non-tissé pour que davantage d'eau puisse à nouveau traverser le non-tissé. Dans les petits systèmes, un filtre en non-tissé (FNT) peut aussi être utilisé directement, sans filtre-tambour (FTB), pour l'épuration de l'eau de l'exploitation. Il faut alors tenir compte du fait que la perméabilité du non-tissé diminue rapidement dès un faible encrassement. Une trop forte charge hydraulique du filtre conduit à une très grande consommation de non-tissé.



© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Les filtres en non-tissé (FNT) sont parfois employés pour la séparation des MES dans de petites exploitations en circuit fermé. Cela est fréquent dans l'élevage des carpes koi où l'eau de l'étang est traitée en circuit fermé. L'usage unique du non-tissé engendre des coûts d'exploitation élevés, raison pour laquelle les filtres en non-tissé sont très rares dans les installations commerciales.

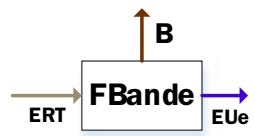


Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Dans l'aquaculture commerciale, les filtres en non-tissé ne sont pratiquement pas utilisés pour l'épuration de l'effluent.

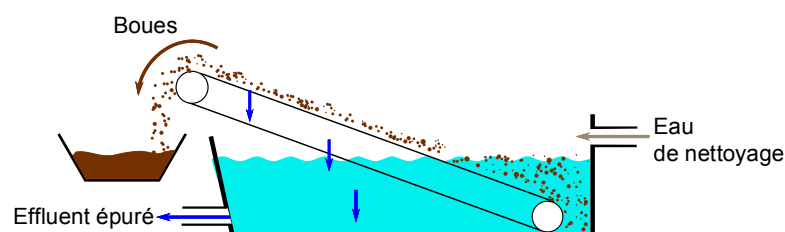
- La consommation de non-tissé par kg d'aliments dépend fortement de la charge hydraulique du filtre.
- Les coûts pour la consommation de non-tissé peuvent rapidement excéder ceux pour la nourriture.

4.2.7 Filtre à bande (FBande)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Épaississement des boues, rarement séparation des matières en suspension	Exploitations en circuit ouvert (end-of-pipe), exploitations en circuit fermé partiel, exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

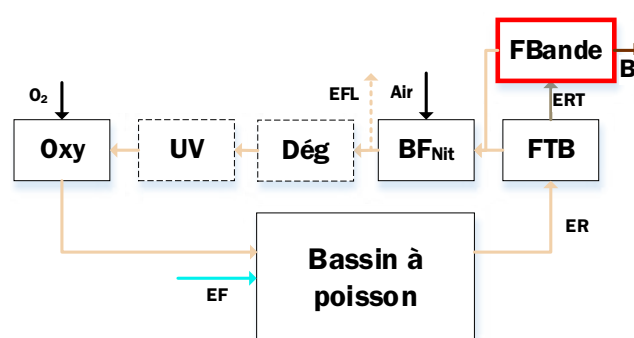
L'eau de rétrolavage (ERT) des étapes d'épaississement des boues en amont (le plus souvent à filtre-tambour) est conduite sur la bande du filtre. L'eau peut traverser la bande pendant que les matières en suspension y sont retenues. Alors que l'épaisseur de la couche de matières en suspensions augmente, la bande devient moins perméable à l'eau de rétrolavage (ERT) qui s'accumule dans le filtre. Le bassin du filtre contient un capteur de niveau qui, à partir d'une hauteur définie, fait tourner la bande pour présenter une partie non encrassée. Cela assure la perméabilité du filtre. La bande du filtre s'égoutte au-dessus de la surface de l'eau et rejette les boues en les grattant sur une arête en plastique souple. Le plus souvent, un mécanisme supplémentaire de rinçage enlève les matières en suspension de la bande du filtre qui est alors prête pour réutilisation.



© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Dans les installations d'aquaculture en circuit ouvert, les filtres à bande sont utilisés très sporadiquement à la place d'un filtre-tambour ou dans l'épuration de l'eau fraîche (feuilles, etc.). Leur utilisation est toutefois plus répandue dans l'épuration de l'effluent.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Les filtres à bande sont utilisés pour la déshydratation des boues des installations d'aquaculture. Ils sont le plus souvent employés avec une coagulation/floculation en amont, car cela permet d'améliorer considérablement la quantité de substances particulières séparées. L'ajout d'un coagulant qui précipite le phosphore permet de précipiter aussi le phosphore dans cette eau et de l'éliminer avec les boues.

Selon le volume de rétrolavage, il en résulte des boues avec une teneur en MES entre 5 et 12 % [25, 41, 42]. Si le filtre à bande est soumis à une charge hydraulique trop importante, il en résulte un temps d'égouttage réduit des boues qui sont alors très fluides. Cela peut causer une forte augmentation des coûts d'élimination.

Bon à savoir

- Teneur en MES avec coagulation/floculation en amont : jusqu'à 12 %.
- Teneur en MES sans coagulation/floculation en amont : jusqu'à 7 %.
- Débit hydraulique limité à environ 80 l min⁻¹ par mètre de largeur de bande [42].

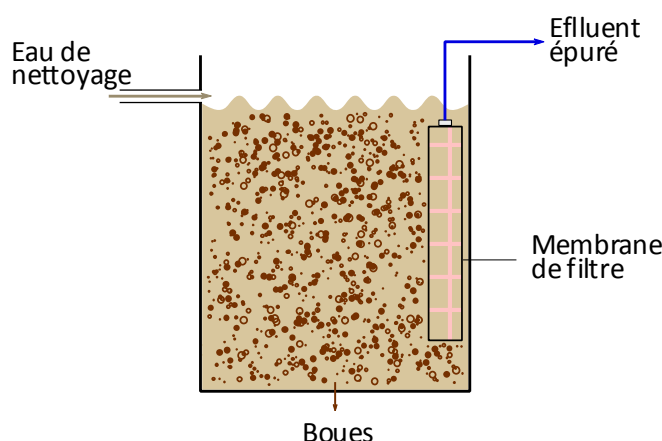
4.2.8 Épaississement sur membrane (EM) (filtration sur membrane)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Traitement des eaux par séparation des matières en suspension	Exploitation en circuit fermé	
Traitement des eaux usées par séparation des matières en suspension	Exploitation en circuit ouvert	

Principe de fonctionnement

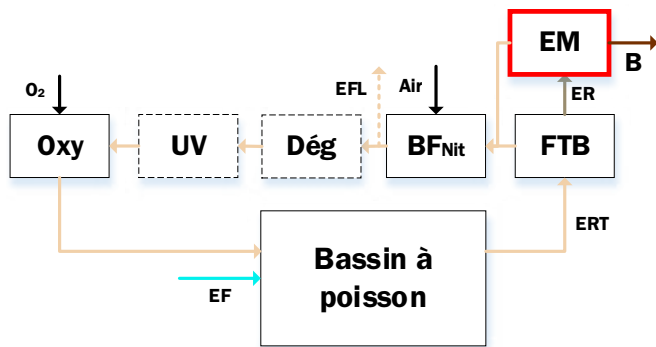
La filtration sur membrane est utilisée pour la séparation des flux d'eau contenant des matières en suspension (épaississement sur membrane [EM]). Selon le mode de fonctionnement, une surpression ou une dépression fait traverser au filtrat les trous de la membrane et les substances plus grosses que la taille des pores de la membrane restent dans le rétentat. Les membranes de filtre existent en différentes tailles de pore et séparent donc différentes substances. On essaie d'éviter la formation d'un gâteau de filtre en faisant arriver le flux d'eau perpendiculairement à la membrane. Dans le cadre de la filtration sur membrane, on distingue la microfiltration, l'ultrafiltration et la nanofiltration. La microfiltration sépare des particules $>0.1\ \mu\text{m}$; donc le filtrat contient encore des sels dissous, du matériel organique dissous, des virus et de petites particules colloïdales. Les bactéries, les algues et les protozoaires peuvent être séparés. L'ultrafiltration filtre dans la plage des $0.01\ \mu\text{m}$, ce qui permet de séparer en outre des virus et de petites particules colloïdales. Le filtrat de l'ultrafiltration est exempt de germes, mais contient encore des substances dissoutes. Quant à la nanofiltration, elle permet d'éliminer aussi la matière organique dissoute et les cations divalents. Les ions monovalents tels que Na^+ et Cl^- restent dans l'eau.

La consommation énergétique par m^3 d'eau filtrée augmente quand la taille des pores diminue et quand la concentration de substances dans le rétentat augmente. Les installations à filtration sur membrane sont employées quand une augmentation de la concentration du rétentat (p.ex. des boues) confère des avantages économiques ou quand la qualité du filtrat est importante. Le plus souvent, l'accent est mis sur la concentration du rétentat. C'est pourquoi, dans les installations d'aquaculture, les basses exigences sur le filtrat et la forte consommation d'énergie conduisent principalement à un usage de la microfiltration.



Utilisation en aquaculture

La filtration sur membrane (le plus souvent comme microfiltration) est utilisée pour retenir les boues actives dans la dénitrification et pour concentrer l'eau de rétrolavage et les boues. Les lieux d'utilisation se caractérisent par des débits volumiques plutôt faibles (circuits secondaires). Étant donné que les coûts énergétiques de la filtration y sont trop élevés, la filtration sur membrane n'est pas utilisée dans le circuit principal des exploitations en circuit fermé ni dans le courant principal des exploitations en circuit ouvert.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Des membranes de filtre peuvent être utilisées pour l'épuration des eaux usées s'il faut atteindre des valeurs indicatives basses. Cela ne concerne souvent que les exploitations en circuit fermé high-tech ayant une taille correspondante. Pour assurer une haute efficacité à long terme, l'exploitation d'installations de filtration sur membrane exige un entretien par un personnel formé. En comparaison avec d'autres séparations des matières en suspension, l'exploitation est généralement plus compliquée au niveau technique, mais atteint une séparation complète.

Bon à savoir

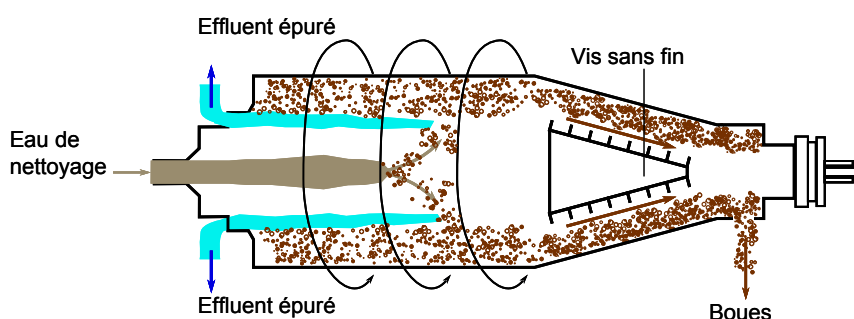
- La consommation énergétique peut varier fortement selon le type de filtration et le milieu.
- Une élimination complète des virus et des bactéries est possible avec l'ultrafiltration.
- La microfiltration et l'ultrafiltration ne peuvent pas séparer des substances organiques dissoutes. Si une eau de ce type circule dans l'exploitation, il y a enrichissement de substances dissoutes (arômes, colorants, etc.) qui doivent être éliminées par d'autres procédés (p. ex. ozonation).
- Les sels restent dans le filtrat. Cela peut être utilisé pour la réduction du besoin en sel dans les exploitations en eau salée.

4.2.9 Épaississement par centrifugeuse (CTF)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Épaississement des boues	Exploitations en circuit ouvert et exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

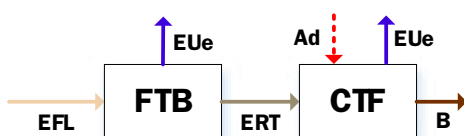
Sur de grandes exploitations, l'épaississement d'eaux putrides à faible teneur en MES peut être réalisé à l'aide de centrifugeuses (CTF). Celles-ci sont le plus souvent raccordées en dérivation sur une cuve de boues et exploitées par intervalles. Le flux de boues est amené dans la centrifugeuse en rotation. Les particules de densité supérieure à celle de l'eau (toutes les particules décantables) sont repoussées vers l'extérieur par la rotation de la centrifugeuse et des boues épaissies sont formées. L'eau est évacuée par l'intérieur de la centrifugeuse. Pour améliorer la séparation, il est possible d'ajouter aussi un flocculant dans l'arrivée d'eau de la centrifugeuse.



© ZHAW

Utilisation en aquaculture und der Ablaufwasserreinigung

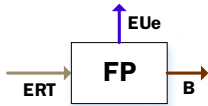
Les centrifugeuses (CTF) conviennent pour l'épaississement d'eau de rétrolavage de filtre-tambour et pour les flux de boues (B). En raison des frais d'investissement élevés, elles ne sont une option que pour de grandes exploitations. L'achat est souvent justifié par les moindres coûts d'élimination des boues obtenues.



Bon à savoir

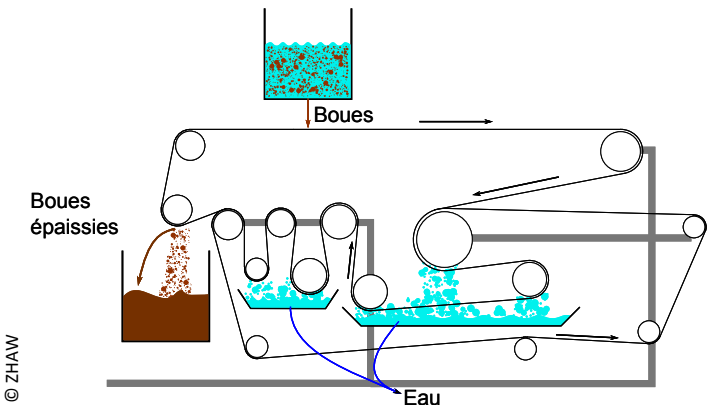
- Il est possible d'atteindre des concentrations de boues supérieures à 20% de MES. À partir de cette teneur en matières en suspension, les boues ne peuvent souvent plus être pompées.
- Rentable seulement s'il est aussi possible d'éliminer les boues avec MES élevé. Les installations de méthanisation d'engrais de ferme sont souvent conçues pour une alimentation en boues liquides.

4.2.10 Filtre-presse (FP)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Déshydratation des boues	Exploitations en circuit ouvert, exploitations en circuit fermé	

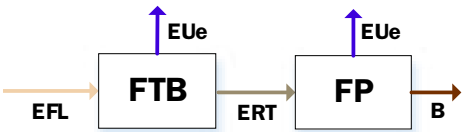
Principe de fonctionnement

Dans les filtres-presses, les boues sont coincées entre deux bandes de filtre et passent par plusieurs tam-bours de bande. Les boues sont alors évacuées par compression. L'eau de presse est collectée et doit être soumise à un traitement en aval ou, si les débits volumiques sont faibles, rejetée vers l'épuration communale des eaux usées. Cette eau de presse contient souvent des substances organiques dissoutes, de l'ammonium et du phosphore, mais est pratiquement exempte de matières en suspension. Les boues épaissies peuvent atteindre des concentrations de MES de 40 % [43]. Lors de la planification de l'élimination, il faut tenir compte du fait que de nombreuses installations de méthanisation d'engrais de ferme sont conçues pour un substrat liquide.



Utilisation en aquaculture et dans l'épuration de l'effluent

Pour l'épaississement de l'eau de rétrolavage de filtre-tambour ou de boues issues de la sédimentation.



- La concentration en MES des boues épaissies (S) peut atteindre 40% et plus.

Bon à savoir

4.3 Étapes d'épuration biologique et chimique

Les technologies suivantes sont employées dans les installations d'aquaculture pour le traitement biologique et chimique des eaux.

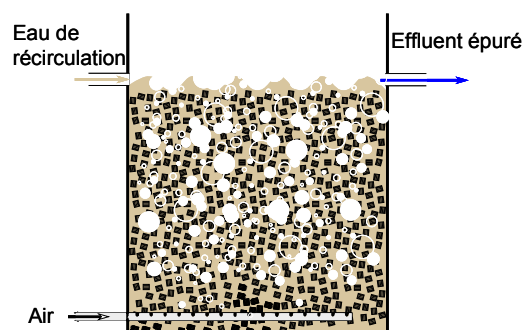
4.3.1 Filtre à lit mobile (FLM) pour la nitrification

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Nitrification biologique	Semi-circuit fermé, exploitations en circuit fermé, épuration de l'effluent	

Principe de fonctionnement

Le filtre à lit mobile (FLM) est un filtre biologique chargé de corps de remplissage¹⁴. Les corps de remplissage servent de surface de croissance pour les bactéries. Dans les filtres à lit mobile utilisés pour la nitrification, les corps de remplissage sont maintenus en mouvement constant par une arrivée d'air. L'épaisseur du film bactérien sur les corps de remplissage (et donc l'âge des boues) est maintenue constante par une abrasion continue. Un tamis de rétention empêche que les corps de remplissage sortent du réacteur.

Le rendement d'épuration, exprimé comme la quantité de substances dégradées par volume de réacteur et unité de temps, dépend fortement de la présence de conditions constantes et idéales pour les micro-organismes impliqués. Pour la nitrification, il s'agit d'une faible charge en substances organiques, d'un pH entre 6.8 et 7.5, d'une concentration d'ammonium suffisante et d'une concentration d'azote nitrique inférieure à 80 mg l⁻¹. Si, par exemple, la concentration d'ammonium en sortie du biofiltre ne s'élève qu'à 10% de la concentration en entrée, c'est un indice d'un temps de séjour hydraulique trop long dans le réacteur (voir le chapitre 5.2.2 Nitrification).

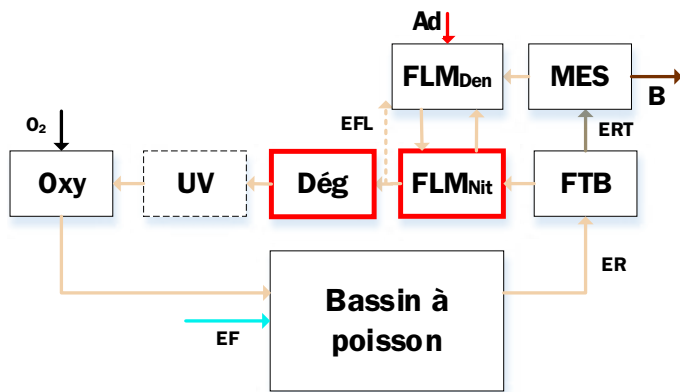


© ZHAW

Utilisation en aquaculture

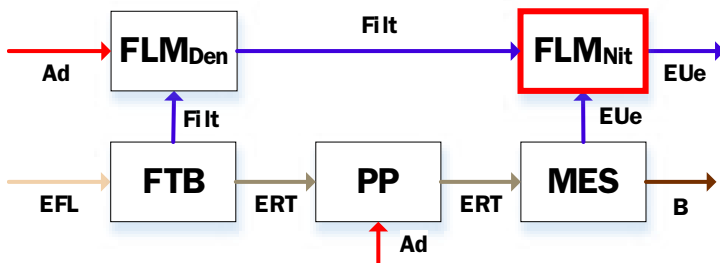
Dans les installations d'aquaculture, le filtre à lit mobile (FLM) est utilisé pour la nitrification. Ses avantages sont une faible chute de pression, une faible tendance à l'engorgement et l'absence d'une nécessité de rétrolavage. Au contraire des réacteurs à boues activées, un retour supplémentaire d'eau putride n'est pas nécessaire, ce qui permet une intégration compacte du procédé dans l'exploitation. Les corps de remplissage les plus divers sont disponibles sur le marché (diverses tailles, formes, etc.) : de manière générale, les petits corps de remplissage offrent plus de surface, mais nécessitent plus d'énergie pour le brassage [44], car le frottement entre les corps de remplissage est plus important. D'autres stratégies pour un brassage économe en énergie des filtres à lit mobile est le recours à des pompes à émulsion, des mélangeurs ou au courant de l'arrivée d'eau.

¹⁴ En anglais : « biocarrier » ou, en langage courant, « biochips ».



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

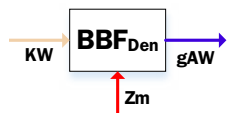
Le filtre à lit mobile (FLM) peut être utilisé pour la nitrification de l'effluent (EFL) ou du filtrat de l'épaississement des boues.



Bon à savoir

- La quantité de corps de remplissage dans le réacteur doit occuper entre $\frac{1}{2}$ et $\frac{3}{4}$ du volume.
- En aquaculture, le temps de séjour hydraulique dans les réacteurs de nitrification est généralement compris entre 3 et 15 min.
- Des conditions d'exploitation régulières (nourrissage régulier des poissons) sont décisives pour un fonctionnement stable de la nitrification.
- La quantité quotidienne d'ammonium dégradé par m^3 de corps de remplissage est comprise entre 200 et 800 g [6], ce qui correspond à une quantité d'aliments comprise entre 5 et 20 kg. Le rendement dépend en outre de la température et de la concentration d'ammonium.

4.3.2 Filtre à lit mobile (FLM) pour la dénitrification

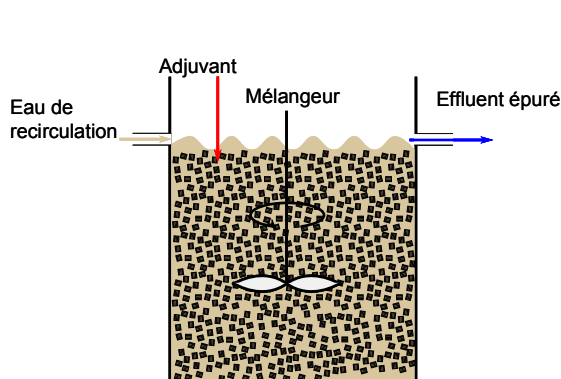
Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Dénitrification	Exploitations en circuit fermé, épuration de l'effluent	

Principe de fonctionnement

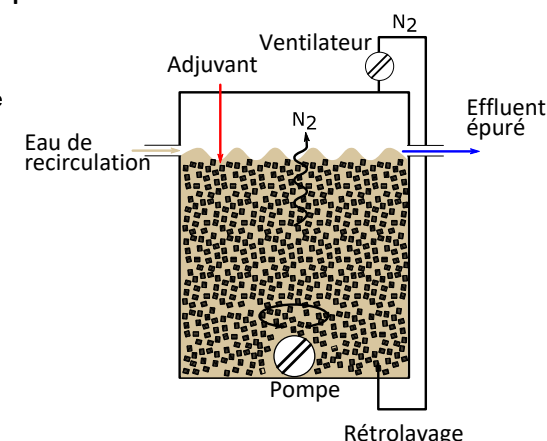
Dans les filtres à lit mobile pour la dénitrification, les corps de remplissage offrent une surface de croissance aux bactéries. Le brassage est effectué avec un mélangeur, du gaz inerte (N_2) ou un déplacement de l'eau avec une pompe.

Pour la dénitrification, il est important que la concentration résiduelle de nitrate dans l'effluent soit basse et que le dosage de carbone soit suffisamment élevé pour que du carbone soit mesurable dans le réacteur. Cela assure que les micro-organismes réalisent entièrement l'étape de dénitrification et qu'aucune autre réaction, comme la formation d'hydrogène sulfuré, n'ait lieu.

Filtre à lit mobile pour la dénitrification



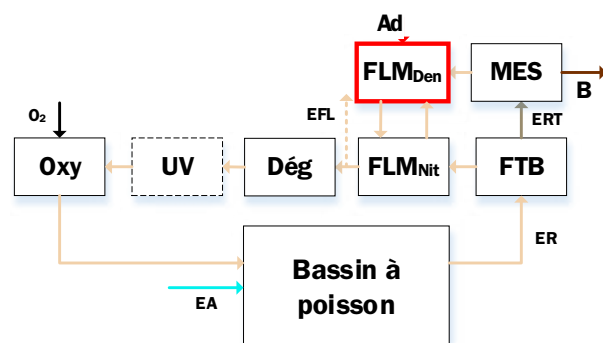
Filtre à lit mobile à gaz inerte pour la dénitrification



© ZHAW

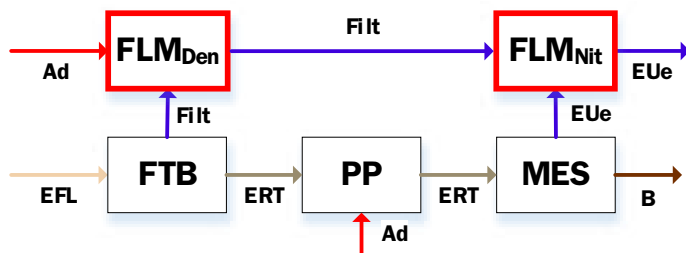
Utilisation en aquaculture

Dans les installations d'aquaculture, le filtre à lit mobile (FLM) est utilisé pour la dégradation du nitrate et donc pour réduire le volume de changement d'eau par kg d'aliments pour poisson. Au contraire des réacteurs à boues activées, un retour supplémentaire d'eau putride n'est pas nécessaire, ce qui permet une intégration compacte du procédé dans l'exploitation. Toutefois, une source séparée de carbone est nécessaire (voir le chapitre 5.2.3 Dénitrification). Lors de la dénitrification de l'eau de recirculation, il faut tenir compte du retour de cette dernière dans le filtre de nitrification (c'est-à-dire une étape avec aération) car, en cas de dénitrification incomplète, du nitrite toxique pour les poissons et des restes de l'étape de dénitrification peuvent parvenir dans l'installation.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Le filtre à lit mobile (FLM) peut être utilisé pour la dénitrification de l'effluent (EFL) ou du filtrat de l'épauississement des boues. Il faut ici aussi, comme lors de l'utilisation au sein de l'installation d'aquaculture, installer un biofiltre aéré en aval de l'étape de dénitrification.



Bon à savoir

- L'exploitation de réacteurs de dénitrification exige une surveillance exacte des valeurs de nitrate et de carbone pour assurer un fonctionnement parfait.
- Le temps de séjour hydraulique dans les réacteurs de dénitrification est souvent inférieur à 2 h.
- La dégradation de l'azote nitrique (NO_3^- -N) dans les filtres à lit mobile pour la dénitrification est comprise entre 250 et 1250 g m^{-3} d, ce qui correspond à une quantité d'aliments de 6 à 30 kg.

4.3.3 Filtre à boues activées pour la dénitrification

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Dénitrification	Semi-circuit fermé, exploitations en circuit fermé	

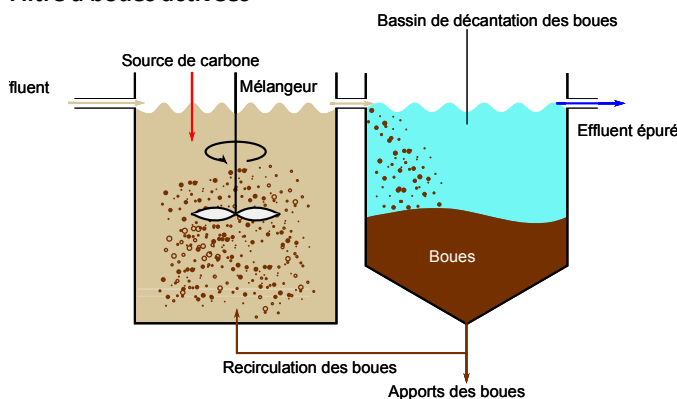
Principe de fonctionnement

Le filtre à boues activées (FBA) est un filtre biologique (FB) dans lequel les micro-organismes sont maintenus librement en suspension dans des bioflocs. On appelle boues activées des boues qui sont riches en micro-organismes (dénitrifiant) et qui participent à l'épuration des eaux usées. Un filtre à boues activées est constitué de trois composants :

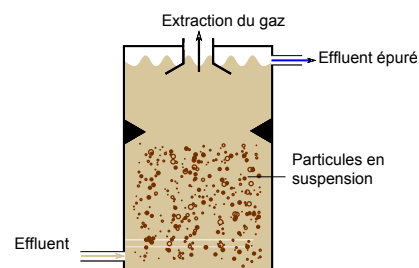
- un bassin de réacteur dans lequel les micro-organismes sont maintenus en suspension (mélangeur),
- un dispositif en aval (le plus souvent un bassin de décantation) pour la séparation des matières en suspension, c'est-à-dire des boues activées et
- un système pour ramener les boues activées dans le bassin du réacteur.

Dans le filtre à boues activées, l'eau de recirculation (ER) entrante, l'eau de rétrolavage (ERT) ou l'effluent (EFL) et une source de carbone en tant qu'adjuvant (Ad) sont traités par les boues activées en suspension. Les deux flux massiques s'écoulent mélangés dans un cône de décantation où les boues activées décantent et l'eau de recirculation (ER) épurée du nitrate sort du réacteur en tant qu'eaux usées épurées (EUE). Les boues activées sont continuellement renvoyées vers le bassin du réacteur. Une partie des boues activées est prélevée dans le réacteur pour contrôle de l'âge des boues et éliminée.

Filtre à boues activées



Upflow Anaerobic Sludge Blanket



© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Les filtres à boues activées sont utilisés pour la dénitrification, en dérivation des réacteurs de nitrification. La dénitrification nécessite de longs temps de séjour dans le réacteur, ce qui est aussi possible en raison de la forte concentration de nitrate, de sorte que le bassin de décantation reste de petite taille. Une alternative courante aux réacteurs avec filtre à boues activées et bassin de décantation est constituée par les réacteurs « upflow blanket » composés d'un seul réacteur avec un flux du bas vers le haut.

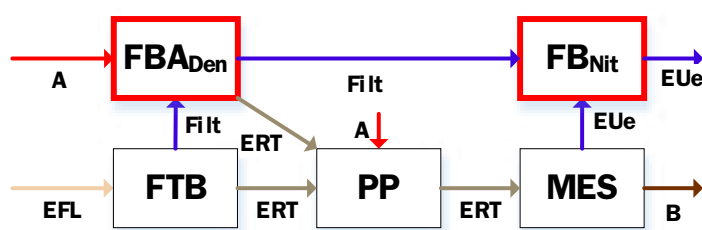
En raison du fort brassage hydraulique, la décantation des boues pour la nitrification dans le système en circuit fermé nécessiterait un très grand bassin de décantation ; c'est pourquoi le procédé de boues activées n'est employé que pour des réacteurs en anoxie et en anaérobie.

En cas de dysfonctionnement, la teneur en nitrate de ces réacteurs peut baisser si fortement que d'autres processus anaérobies démarrent. Les réacteurs à boues activées sont utilisés plus rarement que les filtres à lit mobile à cause du risque de formation d'hydrogène sulfuré.

Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Dans les installations d'aquaculture, le filtre à boues activées est utilisé comme réacteur de dénitrification pour réduire la charge en nitrate dans l'effluent (EFL) des exploitations en circuit fermé, donc dans l'épuration de l'effluent en aval. Il n'est utilisé que dans les très grands systèmes en raison des connaissances procédées étendues qu'il requiert. Si l'eau de rétrolavage de filtre-tambour est soumise à un épaissement plus poussé, le filtrat riche en carbone obtenu peut être bien traité par dénitrification. Pour les exploitations en circuit ouvert, le traitement de l'effluent n'est pas judicieux en raison des grands débits volumiques et de la concentration de nitrate généralement faible.

Une autre possibilité d'emploi du procédé de boues activées est le réacteur séquentiel discontinu. Divers procédés y sont réalisés successivement (remplissage, dénitrification, nitrification, décantation). Cette forme de réacteur convient très bien à des eaux usées fortement polluées qui ne sont pas produites en continu et/ou peuvent être stockées provisoirement pendant quelques heures. Sinon, il faut exploiter deux réacteurs en parallèle.



Bon à savoir

- Un pH entre 6.5 et 8.5 (idéalement > 7) est nécessaire pour assurer une formation optimale des flocs [45].
- Le temps de séjour hydraulique dans les réacteurs de dénitrification est souvent inférieur à 2 h.

4.3.4 Filtre à ruissellement (FR)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Nitrification, élimination de la DBO et dégazage	Exploitations en circuit fermé	
Nitrification et élimination de la DBO dans les eaux usées	Exploitations en circuit ouvert	

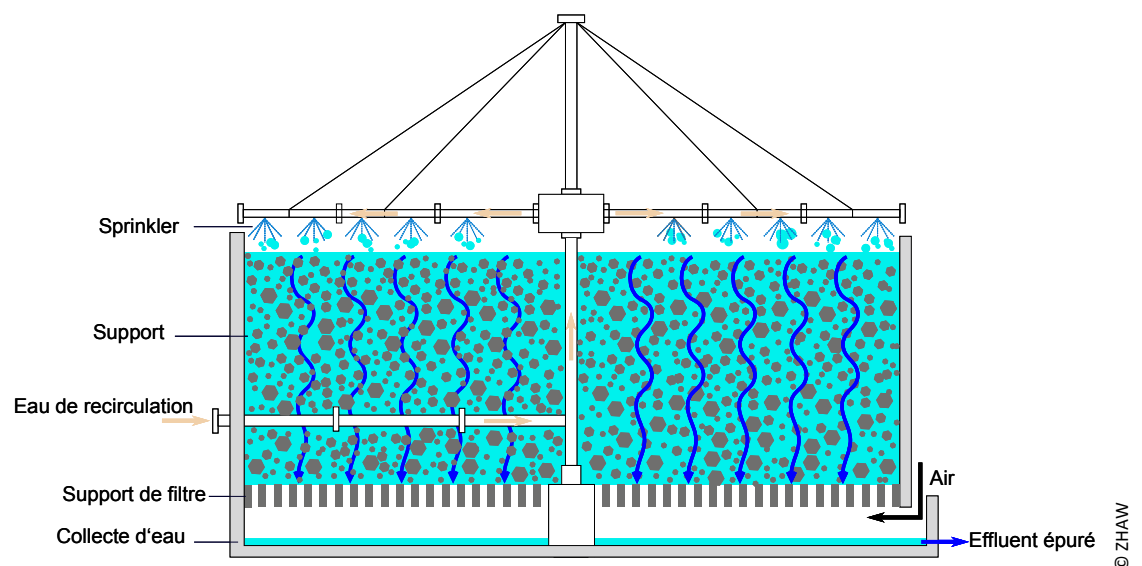
Principe de fonctionnement

Les filtres à ruissellement (FR), aussi appelés lits bactériens, sont composés d'un volume rempli de substrat. L'eau à épurer ruisselle sur le garnissage de substrat et s'écoule vers le bas au travers du substrat. Le substrat est retenu par une plaque de fond perforée (support de filtre) pendant que l'eau épurée peut s'écouler. Étant donné que l'eau s'écoule librement, les interstices du filtre sont toujours bien aérés.

Un biofilm se développe à la surface du substrat et contribue à la nitrification et à l'élimination de la DBO. Dans les filtres à ruissellement, la bonne aération empêche la dénitrification. Un bon échange de gaz a lieu grâce à la grande surface de contact entre l'air et le film d'eau présent sur le substrat; par conséquent, ces filtres conviennent aussi pour le dégazage de l'eau de recirculation.

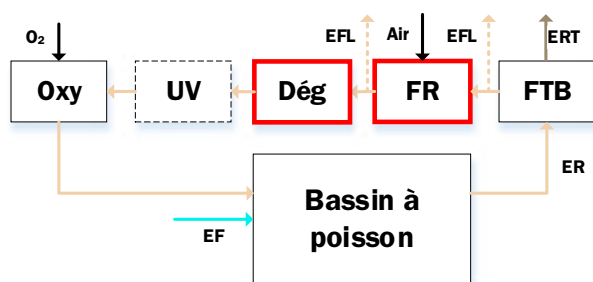
En raison du flux d'eau vertical, les filtres à ruissellement produisent une différence de hauteur significative de l'eau épurée qui correspond approximativement à la hauteur du filtre. Il n'est donc pas nécessaire d'utiliser de l'air comprimé pour l'aération. Pour améliorer l'efficacité du dégazage, les filtres à ruissellement sont parfois équipés d'une aération forcée par ventilateurs.

L'inconvénient de nombreux filtres à ruissellement est l'absence d'autoépuration. Des matières en suspension et un biofilm peuvent encrasser le filtre à long terme. Cela favorise la formation de canaux (courants de court-circuit) dans lesquels l'eau traverse le filtre trop vite. C'est pourquoi de nombreux filtres à ruissellement doivent être nettoyés à intervalles réguliers.



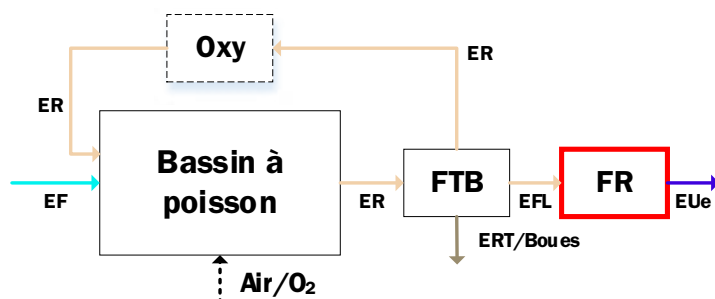
Utilisation en aquaculture

Les filtres à ruissellement servent en premier lieu à la nitrification et à l'élimination de la DBO. Qui plus est, ils permettent le dégazage de l'eau de recirculation dans les exploitations en circuit fermé.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

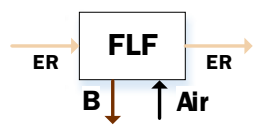
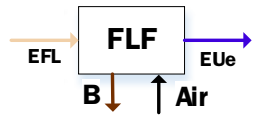
Dans les exploitations en circuit ouvert, les filtres à ruissellement conviennent bien pour l'épuration d'effluents avec valeurs accrues d'ammonium et de nitrate s'il existe une différence de niveau ou si les eaux usées doivent être pompées.



Bon à savoir

- La charge surfacique s'élève à 50 bis 800 $m^3 m^{-2} d^{-1}$ [14, 46]
- Les filtres à ruissellement conviennent pour économiser de la surface avec des filtres en hauteur.
- Leur hauteur est souvent comprise entre 0.6 et 4.5 m [14, 47]. Dans les exploitations en circuit fermé elle est souvent supérieure à 2 m.
- Les filtres à ruissellement ont un bon rendement de dégazage avec un flux d'air supérieur au flux d'eau (flux d'air 1 à 20 fois plus important que le flux d'eau).
- Pour éviter un enrichissement en CO_2 et une augmentation de l'humidité de l'air, il faut que l'air soit toujours évacué du bâtiment.
- Pour que le filtre à ruissellement ne s'encrasse pas, la concentration en MES doit être faible.

4.3.5 Filtre à lit fixe (FLF) pour la nitrification ou la dénitrification

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Séparation mécanique des matières en suspension dans le circuit	Exploitation en circuit fermé avec exigence de haute qualité de l'eau	
Traitement des eaux usées	Exploitations en circuit ouvert, exploitations en circuit fermé	

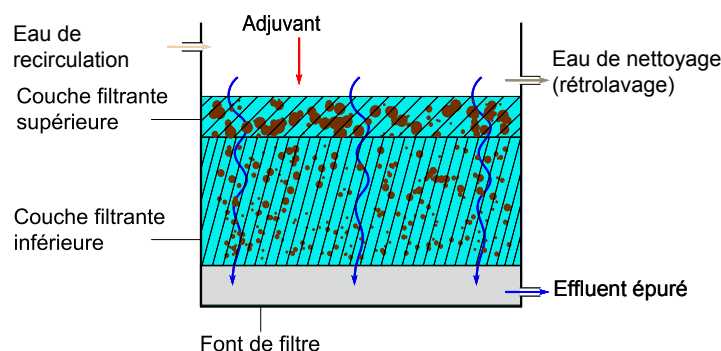
Principe de fonctionnement

Les filtres à lit fixe (FLF) combinent la fonction de séparation des matières en suspension et des étapes d'épuration biologique. Les filtres peuvent être utilisés aussi bien en condition oxygène pour la nitrification qu'en anoxie pour la dénitrification. Leur fonctionnement dépend des bonnes concentrations dans l'arrivée d'eau et de bons temps de séjour hydraulique.

Les filtres sont constitués de sorte qu'une couche de substrat de plus grande densité repose sur un fond de filtre perméable. Une couche de substrat plus fine, le plus souvent de plus faible densité, est placée au-dessus. L'eau à épurer traverse le filtre le plus souvent du haut vers le bas de sorte que les substances particulaires sont retenues par la couche filtrante supérieure (souvent du sable). La perméabilité de la couche filtrante se réduit donc et le filtre doit être régulièrement débarrassé de cette couche de résidus par rétrolavage. Pour cela, l'arrivée d'eau dans le filtre est coupée et le milieu filtrant est rétrolavé avec de l'eau et souvent aussi de l'air. L'eau de rétrolavage doit être évacuée et traitée séparément. Un rétrolavage nécessite en général un débit d'eau de plusieurs minutes. Pour un rétrolavage, un filtre d'une capacité hydraulique de $100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ nécessite env. 10 m^3 d'eau. La fréquence des rétrolavages dépend de la charge (le plus souvent quotidienne à hebdomadaire). Le résultat est généralement surveillé par la différence de pression, le débit d'eau, le gradient de substances ou des mesures des matières en suspension.

Les filtres peuvent être réalisés aussi bien ouverts (par gravité) ou fermés (sous pression). L'eau en entrée devrait déjà être passée par une séparation des matières en suspension, car il faudrait sinon un nombre trop important de rétrolavages.

Un écoulement homogène et un débit adapté à l'exploitation sont décisifs pour l'épuration biologique (nitrification ou dénitrification). Si les temps de séjour hydraulique sont trop longs, tout l'oxygène peut par exemple être consommé, ce qui peut conduire à des processus anoxiques incontrôlés voire, en cas de manque de nitrate, à des processus anaérobies.



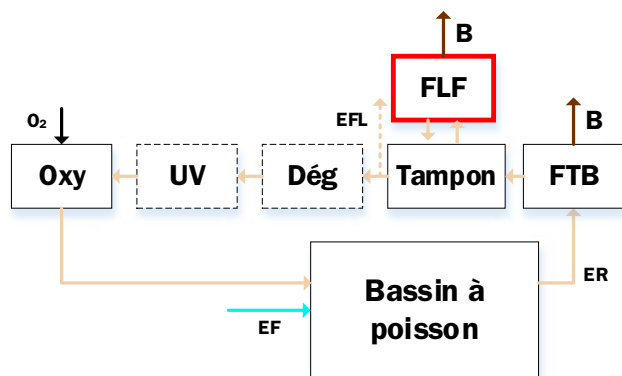
© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Les filtres à lit fixe sont principalement employés comme étapes d'épuration dans l'élevage de larves et de rempoissonnement. Les raisons de l'utilisation de filtres à lit fixe sont le faible emploi d'aliments et de

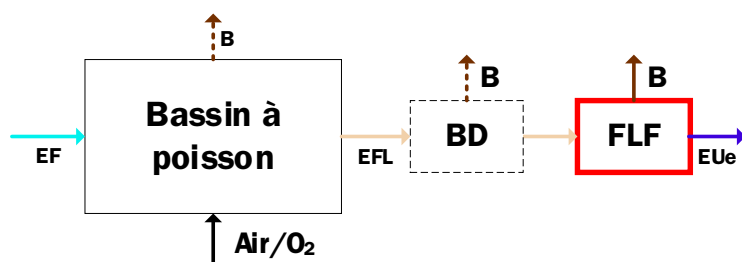
hautes exigences sur la qualité de l'eau. Dans l'engraissement de poissons, ils sont parfois utilisés en combinaison avec des filtres à lit mobile si l'on vise à une qualité d'eau particulièrement élevée.

Les filtres à lit fixe doivent toujours être installés en dérivation ou avec plusieurs exemplaires en parallèle pour permettre un rétrolavage des filtres pendant l'exploitation.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Divers types de filtres à lit fixe (FLF) sont utilisés pour l'épuration de l'effluent. Ils sont soit à gros grain (gravier, verre ou substrat en plastique) avec une grande capacité hydraulique pour la nitrification de l'eau dans des exploitations en circuit ouvert, soit à grain fin (sable) pour la séparation de phosphore précipité et de matériau particulaire fin. Une séparation des matières en suspension (un bassin de décantation [BD] p. ex.) est généralement installée en amont du filtre à lit fixe pour éviter un encrassement trop rapide.



Bon à savoir

- Les filtres sous pression fermés sont exploités avec une charge de $25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ environ.
- Les filtres ouverts par gravité sont exploités avec une charge d'env. $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.
- Le taux de nitrification par volume est env. la moitié de celui des filtres à lit mobile.
- Les matières en suspension $> 20 \mu\text{m}$ sont séparables. Aussi de plus petites, selon le substrat.
- Un rétrolavage consomme env. 0.1 à 0.2 fois le volume horaire débité.

4.3.6 Stations d'épuration végétales (SV)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Nitrification (de plus en plus dans des SV verticales et des bassins de décantation) Dénitrification (de plus en plus dans des SV horizontales) Élimination de la DBO	Exploitations en circuit ouvert (end-of-pipe), exploitations en circuit fermé (end-of-pipe)	

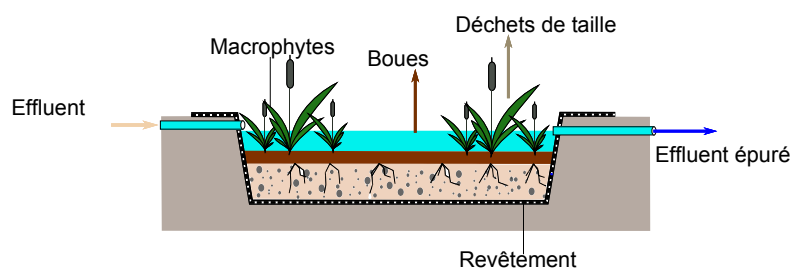
Principe de fonctionnement

Les stations d'épuration végétales (SV) offrent une surface de croissance aux micro-organismes dans le sous-sol et la zone des racines parcourus par l'effluent. Selon les conditions, elles peuvent ainsi abriter tous les principaux procédés de filtration biologique (élimination de la DBO, nitrification, dénitrification). L'épuration des eaux y est principalement réalisée par des processus microbiens, alors que l'absorption de nutriments par les racines des plantes ne joue qu'un rôle secondaire. Avec leurs racines, les plantes contribuent à maintenir le filtre ouvert et alimentent le sous-sol en oxygène de sorte à permettre la formation à petite échelle de forts gradients d'oxygène qui permettent la nitrification et la dénitrification dans un très faible espace.

Un autre effet est l'adsorption d'ions phosphate sur des particules de sol (par des sables ferrifères) ce qui conduit le plus souvent à une réduction des valeurs de phosphore dans les eaux usées au cours des premières années d'exploitation des stations d'épuration végétales. Les stations d'épuration végétales peuvent réduire les MES, toutefois une séparation des matières en suspension en amont (le plus souvent par sédimentation) est recommandée.

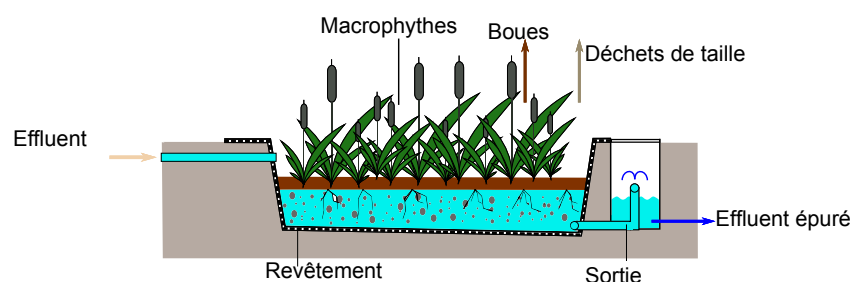
On peut distinguer trois principes de base dans les stations d'épuration végétales :

1. **Bassins de décantation**, dans lesquels l'eau s'écoule horizontalement dans le bassin et avec colonne d'eau dormante. Ces systèmes ont le plus petit rendement de filtration par surface.



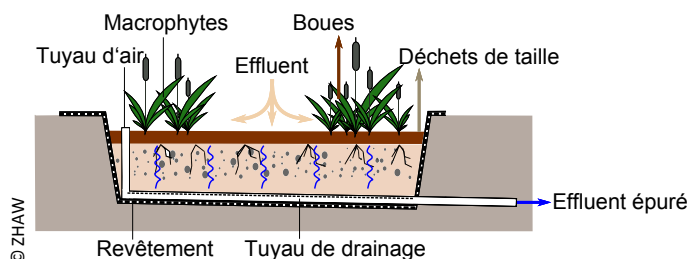
© ZHAW

2. **Stations d'épuration végétales à écoulement horizontal**, dans lesquelles l'eau pénètre horizontalement dans une zone d'alimentation pour être à nouveau captée à la fin de la SV. Des processus anoxiques (dénitrification) sont favorisés selon la profondeur de la retenue. Cette forme de SV est souvent utilisée dans les installations d'aquaculture s'il y a risque de gel complet de surfaces d'eau libres ou de conduites en hiver. Une isolation économique de ces installations peut être réalisée avec une couche superficielle de copeaux de bois.



© ZHAW

3. Stations d'épuration végétales à écoulement vertical, dans lesquelles l'eau est répartie en surface, s'écoule verticalement vers le bas comme dans un filtre à ruissellement, puis est collectée en bas dans un tuyau de drainage. Des processus oxygènes comme la nitrification sont favorisés dans les stations d'épuration végétales à écoulement vertical.

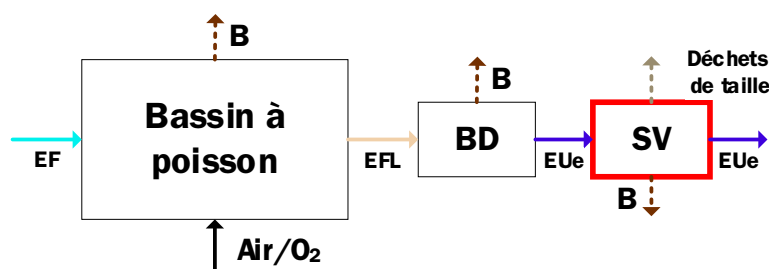


Utilisation en aquaculture

Les stations d'épuration végétales (SV) sont uniquement utilisées sous forme modifiée en aquaponie low-tech dans les installations d'aquaculture. Les surfaces de croissance s'y chargent de la biofiltration et en partie de la séparation des matières en suspension alors que les plantes réduisent les teneurs en nitrate par assimilation. Un choix approprié des plantes est important pour un bon fonctionnement.

Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Les stations d'épuration végétales (SV) sont le plus souvent utilisées dans l'épuration de l'effluent d'exploitations en circuit ouvert pour réduire les charges en ammonium et en nitrite ou éliminer de l'eau les matières en suspension. Leur espace requis élevé réduit toutefois leurs possibilités d'application. Elles sont rarement utilisées pour la dénitrification ou l'élimination du phosphore.



Bon à savoir

- La charge hydraulique des SV pour l'eau issue d'aquacultures est comprise entre $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ et $6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, car les concentrations sont le plus souvent nettement plus basses que celles d'eaux usées communales.
- Aucune limite de performance n'est détectable pour des charges d'ammonium jusqu'à $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ et une bonne séparation des matières en suspension en amont. [48]
- Dans les exploitations en circuit ouvert de niveau 2, les stations d'épuration végétales sont dimensionnées avec un espace requis de $5 \text{ à } 20 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ d'aliments.
- Les coûts de réalisation d'une SV en Suisse s'élèvent à env. CHF 100 à 200 m^{-2} hors coûts de terrain.
- En raison de l'espace requis, les SV ne sont souvent possibles que pour de petites exploitations avec réserves de terrain correspondantes.

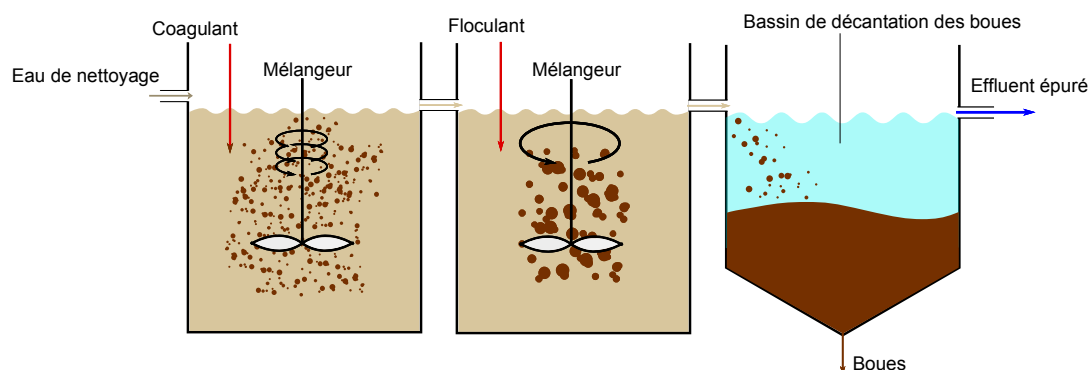
4.3.7 Précipitation du phosphate (en aval)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Traitement des boues	Exploitations en circuit fermé Exploitations en circuit ouvert avec filtre-tambour	
Traitement de l'effluent	Exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

La précipitation du phosphate est souvent combinée à l'épaississement des boues. Le mélange effectif du précipitant (coagulant, floculant) a lieu dans un premier réacteur à mélange mécanique. L'ajout d'un sel métallique provoque la précipitation de sels de phosphate et la charge surfacique du matériau particulaire est neutralisée. Ces particules s'agglutinent alors et forment des floccs plus gros dans un autre réacteur après ajout de polymères. Le mélange de sels de phosphate et de floccs de boues organiques est éliminé par une séparation des matières en suspension. Il s'agit le plus souvent de bassins de décantation ou de filtres à bande dont le dimensionnement doit permettre la séparation du phosphore précipité. Un filtre à sable est occasionnellement aussi installé en aval pour l'élimination des produits de précipitation restants.

Il convient de déterminer le choix idéal et le dosage des précipitants lors d'un essai sur site en collaboration avec les sociétés qui les commercialisent. Lors du choix des floculants, il faut de plus tenir compte de la suite du traitement des boues. Par exemple, le produit doit être compatible avec les installations de méthanisation et homologué pour celles-ci.

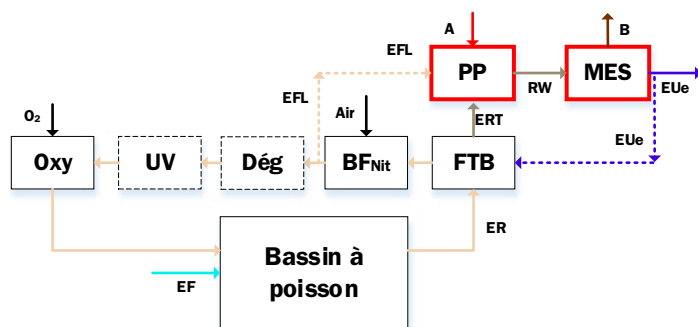


© ZHAW

Utilisation en aquaculture

La précipitation du phosphate est rarement utilisée à l'intérieur des exploitations. Cette solution peut être appliquée dans des cas particuliers où l'eau de rétro lavage est épaissie et le filtrat réutilisé dans l'exploitation. Il faut toutefois être très prudent en raison de la toxicité des précipitants. Les valeurs LC50¹⁵ d'un précipitant courant sont environ de 20 mg l⁻¹. Il peut arriver que de telles concentrations puissent être atteintes dans le bassin de réaction (selon le dosage du précipitant). Qui plus est, il ne peut pas être exclu que les poissons subissent déjà des dommages chroniques à des concentrations de précipitant plus faibles.

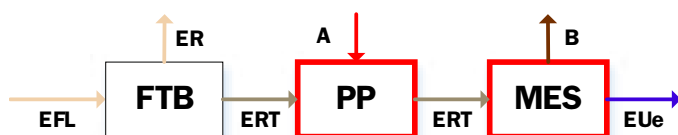
¹⁵ Concentration à laquelle meurt la moitié des poissons dans cette eau.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Le domaine d'application le plus fréquent de la précipitation du phosphate est l'ajout de précipitants dans l'eau de rétrolavage. Cela peut être le cas dans les exploitations en circuit ouvert et les exploitations en circuit fermé.

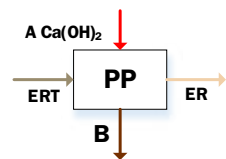
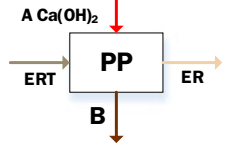
En ce qui concerne l'épuration de l'effluent (EFL), la précipitation du phosphate (PP) n'est utilisable que dans des exploitations en circuit fermé. Dans les exploitations en circuit ouvert, la concentration de phosphate est trop basse. Moins il y a de changements d'eau par kg d'aliments pour poisson, plus la concentration de phosphate attendue est élevée et plus la précipitation est efficace.



Bon à savoir

- Exemple d'utilisation pour une consommation d'eau de $1 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ d'aliments pour poisson : si 5 g P sont excrétés par kg d'aliments et que 4.2 g P en sont précipités avec du sulfate d'aluminium avec une concentration en P déversée (= concentration résiduelle) de 0.8 mg l^{-1} , cela conduit à une consommation d'env. 20 à 50 g de sulfate d'aluminium par kg d'aliments pour poisson.
- Toujours précipiter le phosphate là où sa concentration est la plus élevée. Dans l'eau de rétrolavage, la concentration est bien plus élevée que dans l'effluent.
- Avec une concentration de phosphore $< 0.8 \text{ mg l}^{-1}$, le pourcentage nécessaire d'ions métalliques de précipitant par rapport au phosphore augmente fortement. Cela vaut la peine d'effectuer des tests de dosage exact de précipitant sur site pour réduire les coûts liés à un surdosage.
- La séparation correcte des sels de phosphore précipités est tout aussi importante que la précipitation elle-même. Mesurer le phosphore total et le phosphore dissous pour vérifier l'efficacité de la précipitation.

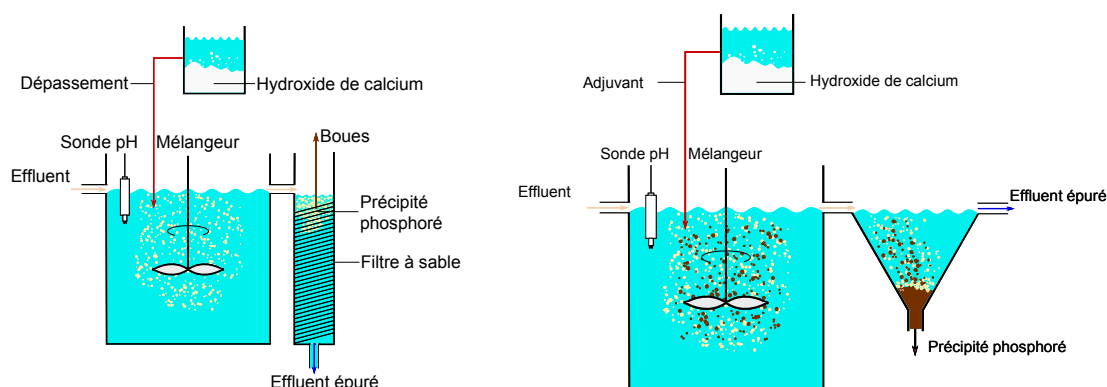
4.3.8 Précipitation du phosphate par ajustement du pH

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Traitement de l'eau de rétrolavage et stabilisation du pH	Exploitation en circuit fermé	
Eau de recirculation et stabilisation du pH	Exploitation en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

Ce procédé encore en développement¹⁶ allie la correction de pH à l'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) nécessaire dans les exploitations en circuit fermé avec la séparation du phosphate et la stabilisation des boues. Il permet ainsi d'atteindre une concentration de phosphore d'environ 1.4 mg/l à l'intérieur de l'installation sans produits chimiques supplémentaires. Deux variantes permettent d'utiliser ce procédé :

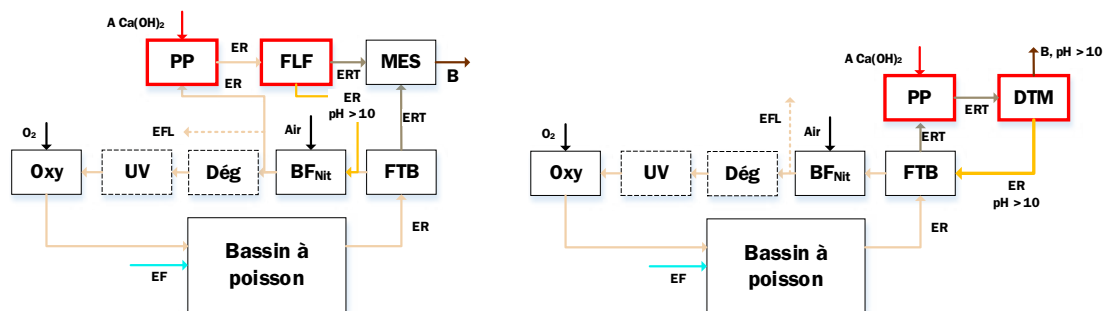
1. Une dérivation de l'eau de recirculation est déversée dans un réacteur de mélange dans lequel le pH est élevé à 10.5 avec de l'hydroxyde de calcium. Les composés de phosphate de calcium précipitent et sont séparés par un filtre à sable en aval. L'eau de lavage du filtre est dirigée vers l'épaississement des boues. Le filtrat avec un $\text{pH} > 10$ est amené dans le biofiltre de nitrification, ce qui augmente le pH de l'installation. Le débit de ce courant latéral peut être piloté en fonction des besoins pour la correction de pH.
2. Le pH de l'eau de rétrolavage du filtre-tambour est élevé à 10.5 par ajout d'une solution d'hydroxyde de calcium dans un réacteur de mélange. Cela provoque la précipitation des composés de phosphate de calcium qui peuvent être épaissis et séparés avec les boues. Le pH élevé confère aux boues une stabilisation supplémentaire qui doit être à nouveau corrigée en fonction de l'élimination ultérieure prévue. Le surnageant de la séparation des boues avec un $\text{pH} < 10$ est redirigé vers l'installation pour corriger le pH. La surveillance du pH dans le système évite un surdosage.



¹⁶ En développement à l'Université des sciences appliquées de Zurich ZHAW.

Utilisation en aquaculture

Comme montré dans la section Principe de fonctionnement, cette technologie peut être employée dans le traitement interne des eaux d'exploitations en circuit fermé. Elle ne peut pas être utilisée dans l'épuration de l'effluent en raison du pH élevé de l'eau traitée.



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Une utilisation pour l'épuration de l'effluent est impossible. Toutefois, son utilisation interne réduit la charge de l'effluent en phosphate. Le phosphate peut ainsi être éliminé d'autant plus efficacement qu'il y a moins de changements d'eau dans les installations.

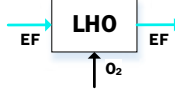
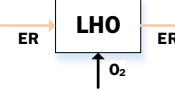
- Consommation : 80 g d'hydroxyde de calcium par kg d'aliments pour poisson.
- Dosage d'hydroxyde de calcium : env. 80 g m⁻³ pour atteindre un pH de 10.5 [49].
- La concentration de phosphate peut être réduite de 80 à 90%.

Bon à savoir

4.4 Apport d'oxygène, dégazage et réduction des germes

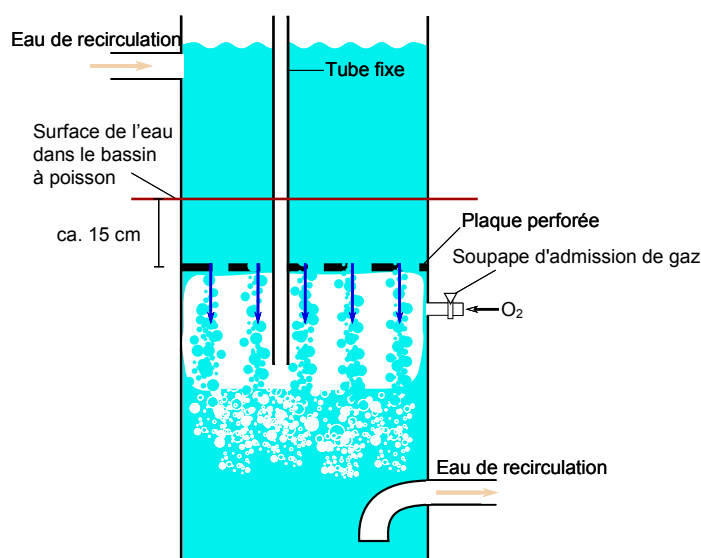
Les technologies décrites ci-après servent à l'apport d'oxygène, au dégazage (p.ex. CO₂) ou à la réduction des germes.

4.4.1 Low head oxygenator (LHO)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Enrichissement en oxygène de l'eau en entrée	Exploitation en circuit ouvert	
Enrichissement en oxygène de l'eau de recirculation	Exploitation en circuit fermé	
Apport d'ozone dans le circuit secondaire	Exploitation en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

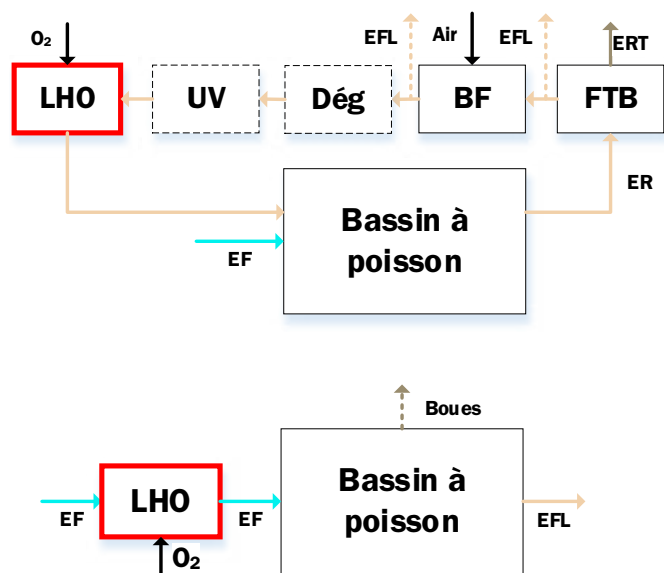
Un low head oxygenator (LHO) est un système d'apport d'oxygène qui fonctionne avec une faible augmentation de pression (low head). L'eau en entrée est accumulée au-dessus d'une plaque perforée dans la partie supérieure du réacteur. Les ouvertures dans la plaque perforée sont fermées en partie par des bouchons jusqu'à obtenir une surpression d'environ 80 cm pour refouler l'eau au travers de la plaque. Par conséquent, le low head oxygenator se remplit jusqu'à cette hauteur. De l'oxygène pur est injecté en dessous de la plaque perforée, formant ainsi un coussin d'oxygène qui est brassé par l'eau qui traverse la plaque. En raison des turbulences qui en résultent, il se forme une grande surface de contact eau/oxygène dans la chambre de mélange sous la plaque, ce qui favorise l'enrichissement en oxygène. Cela permet d'atteindre une saturation en oxygène supérieure à 200%. Un tube fixe permet d'influer sur la hauteur du coussin d'oxygène et donc sur l'apport d'oxygène : si le coussin de gaz est trop épais, le gaz s'échappe par le tube fixe.



Utilisation en aquaculture

Le domaine d'application le plus fréquent est l'apport efficient d'oxygène. Avec des saturations en oxygène typiques de 150 à 200 %, le low head oxygenator (LHO) peut être intégré directement dans l'eau de recirculation. Il convient particulièrement à un enrichissement en oxygène économe en énergie grâce à la faible perte de pression. Les LHO sont employés aussi bien dans le circuit général qu'en amont de certains bassins. Ce dernier cas permet un dosage de l'oxygène en fonction des besoins du bassin concerné.

Des low head oxygenators peuvent aussi être employés dans les exploitations en circuit ouvert. Ils peuvent être intercalés au niveau de dénivelés naturels ou alimentés par une pompe pour intensifier des installations.



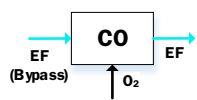
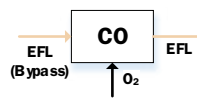
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Il n'y a pas d'application des low head oxygenators (LHO) pour l'épuration de l'effluent.

Bon à savoir

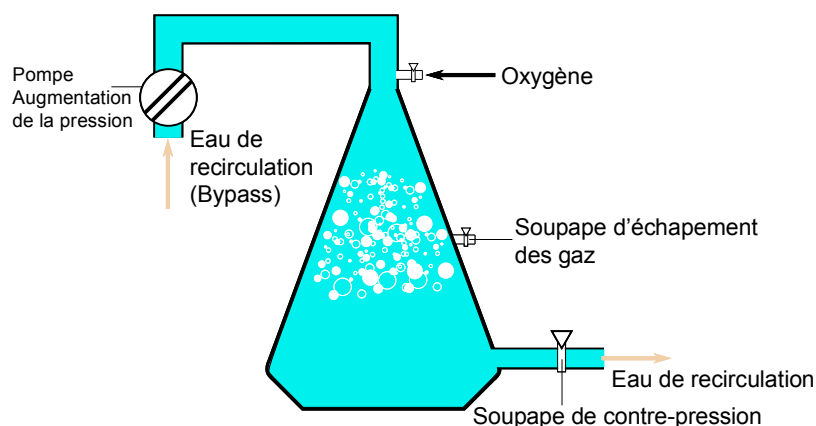
- Un LHO engendre une perte de pression de 80 cm de colonne d'eau.
- Prévoir un déversoir de secours avec retour dans le puisard de pompe.
- En cas d'utilisation d'oxygène provenant d'un concentrateur d'oxygène, il faut implémenter un dégazage automatique.
- Les low head oxygenators sont aussi utilisés occasionnellement pour un apport d'ozone à basse concentration. Dans ce cas, il faut installer une élimination d'ozone (p. ex. UV ou dégazage) entre l'apport d'ozone et le bassin piscicole. De même, le dégazage doit passer par une élimination de l'ozone.

4.4.2 Cône à oxygène (CO)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Enrichissement en oxygène en dérivation dans l'eau fraîche (EF)	Exploitations en circuit fermé, exploitations en circuit ouvert	
Enrichissement en oxygène en dérivation dans l'eau de recirculation (ER)	Exploitations en circuit fermé, exploitations en circuit ouvert	

Principe de fonctionnement

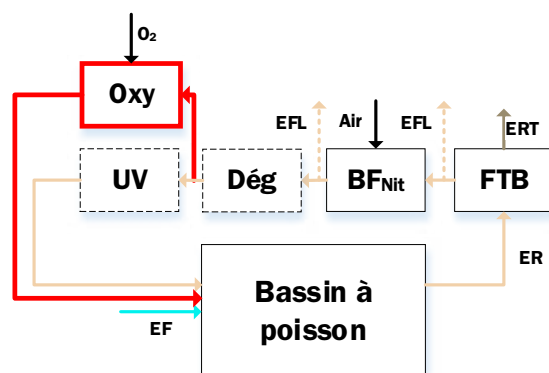
Un cône à oxygène (CO) est traversé par l'eau du haut vers le bas. La vitesse d'écoulement de l'eau diminue ainsi avec la hauteur dans le cône. De l'oxygène pur injecté monte sous forme de bulles dans le cône jusqu'à ce que la vitesse de montée des bulles d'oxygène corresponde à celle du flux d'eau. Les bulles d'oxygène sont ainsi maintenues en suspension jusqu'à leur dissolution complète. Pour augmenter encore la saturation en oxygène, la pression à l'intérieur du cône est augmentée jusqu'à 1.5 à 3 bars par fermeture partielle d'une vanne en sortie. Cela permet d'atteindre des concentrations d'oxygène de 30 à 90 mg l⁻¹ à la sortie du cône à oxygène [6]. Dans un cône à oxygène, le rendement de l'absorption d'oxygène est proche de 100%. Une partie des exploitants utilise aussi les cônes à oxygène sans contrepression, mais obtient alors des saturations en oxygène nettement plus basses.

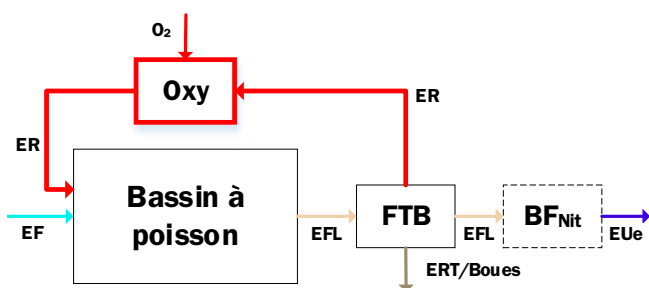


© ZHAW

Utilisation en aquaculture

La saturation en oxygène élevée qui est réalisable nécessite une forte augmentation de pression par une pompe séparée. Le cône à oxygène a donc une grande consommation énergétique. C'est la raison pour laquelle seulement une partie de l'eau de recirculation est dirigée vers le cône à oxygène. Chaque bassin a donc une deuxième conduite d'alimentation. Dans certains cas rares, le cône à oxygène est aussi utilisé dans le circuit principal (comme un low head oxygenator), mais alors sans contrepression.





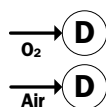
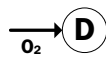
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Les cônes à oxygène (CO) sont parfois employés dans le traitement des eaux usées d'installations d'aquaculture pour l'enrichissement en ozone. Pour éviter d'être endommagé par l'ozone, l'intérieur des cônes doit être pourvu d'un revêtement résistant à l'ozone (PVC). Dans l'épuration de l'effluent, les cônes à oxygène ne sont pas utilisés pour le simple enrichissement en oxygène.

- L'enrichissement en oxygène peut atteindre 30 à 90 mg l⁻¹ (env. 300 à 900 %) (avec une forte augmentation de pression dans le cône à oxygène).
- La consommation électrique de la pompe du cône à oxygène est presque entièrement transformée en chaleur.
- Exploitation uniquement à l'oxygène pur. En cas d'apport d'air ou de mélanges air/oxygène, il y a risque de sursaturation en azote gazeux ou en gaz étrangers.
- Le cône à oxygène doit être purgé régulièrement, car de l'azote gazeux issu de l'eau peut s'accumuler dans la phase gazeuse.

Bon à savoir

4.4.3 Diffuseurs d'air et d'oxygène (D)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Apport d'oxygène ou d'air dans les bassins piscicoles	Installations d'aquaculture low-tech ou élevage de rempoissonnement	
Diffuseur de secours d'oxygène en bassin piscicole	Exploitations en circuit fermé	
Dégazage	Exploitations en circuit fermé, élevages de rempoissonnement	

Principe de fonctionnement

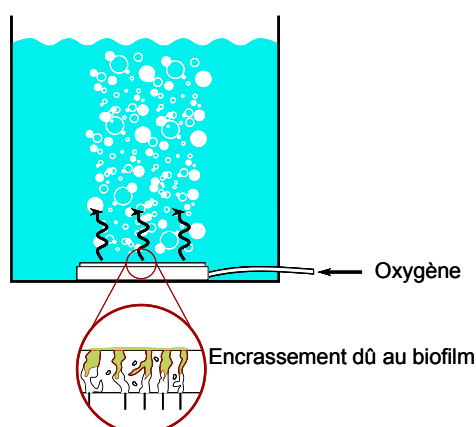
Les diffuseurs d'oxygène et d'air (D) disposent d'ouvertures sous forme de pores fins permettant d'injecter un gaz sous pression. La pression nécessaire est d'autant plus élevée que la taille des pores est petite et que les diffuseurs sont placés profondément sous l'eau. Les bulles sont d'autant plus petites que la salinité est élevée et que la taille des pores est petite. Les bulles restent d'autant mieux séparées et ne se regroupent pas en bulles plus grosses que le débit de gaz et les turbulences des bulles de gaz montantes sont faibles. Les petites bulles montent plus lentement, ont une plus grande surface par volume et conduisent donc à un meilleur échange de gaz que de grandes bulles. Cela est valable aussi bien pour l'apport de gaz dans l'eau (oxygène) que pour le dégazage du CO_2 (CO_2 de l'eau vers la bulle de gaz). Le dégazage de CO_2 est limité par la bonne solubilité du CO_2 dans l'eau : déjà après une courte durée de contact, un équilibre s'établit entre la bulle de gaz et l'eau, de sorte que le CO_2 ne pénètre plus dans la bulle de gaz. C'est pourquoi les diffuseurs d'air pour le dégazage sont exploités à très faible profondeur (25 à 100 cm sous la surface de l'eau). Le ventilateur utilisé pour cela ne doit pas aspirer d'air enrichi en CO_2 .

L'apport en oxygène pur doit être aussi efficient que possible pour réduire les coûts en oxygène. C'est pourquoi on essaie d'obtenir un petit diamètre de bulle pour l'oxygène. Un certain dégazage du CO_2 a aussi lieu pendant l'injection d'oxygène. Celui-ci est renforcé si l'eau est sursaturée en O_2 .

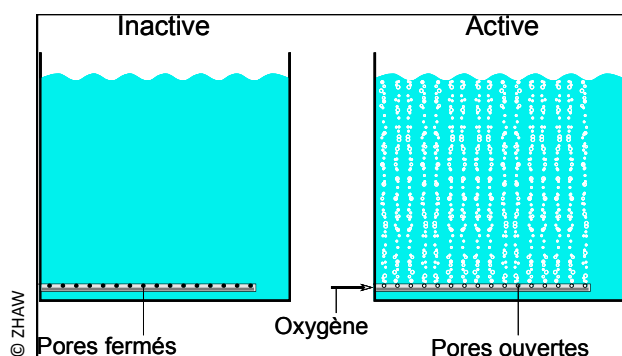
Les diffuseurs d'air fonctionnent avec une pression plus faible et de plus gros diamètres de bulle. En plus de l'apport d'oxygène dans l'eau, il se produit aussi un dégazage accru du CO_2 de l'eau vers la bulle de gaz.

En ce qui concerne les matériaux, on distingue les diffuseurs en céramique et les tuyaux en plastique perforés. Les diffuseurs en céramique ont des pores très fins que la croissance du biofilm bouche avec le temps et qui doivent subir un nettoyage chimique régulier. Par contre, les tuyaux en plastique perforés conviennent comme diffuseurs de secours d'oxygène. Quand ils ne sont pas utilisés, ils se contractent, ce qui ferme leurs pores. Lors de l'injection d'oxygène, la pression à l'intérieur du tuyau augmente et les pores s'ouvrent.

Diffuseurs en céramique



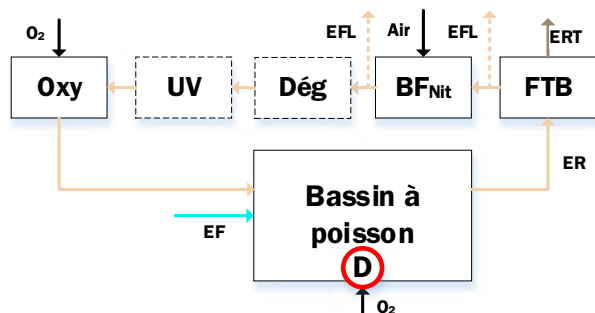
Diffuseurs de secours d'oxygène



Utilisation en aquaculture

Des diffuseurs en céramique pour oxygène pur sont placés dans des récipients profonds dans l'arrivée d'eau des exploitations en circuit ouvert pour augmenter la quantité d'oxygène dans l'eau en entrée. Qui plus est, ils sont utilisés dans les bassins piscicoles d'exploitations en circuit ouvert et fermé pour un apport d'oxygène permanent. Toutefois, l'emploi dans les bassins piscicoles produit des turbulences et réduit la décantation des matières en suspension. De plus, en raison de la faible efficacité de l'apport d'oxygène, il est recommandé d'employer des appareils d'injection d'oxygène en amont, comme les low head oxygenators et les cônes à oxygène.

Des diffuseurs d'air (grosses bulles) sont utilisés dans les installations low-tech pour l'apport d'oxygène directement dans le bassin piscicole. En outre, on trouve aussi des applications pour le dégazage et l'aération de filtres à lit mobile ; dans ce cas, l'apport d'air est surtout réalisé avec des tubes perforés.



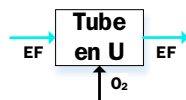
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Les filtres à lit mobile et les filtres à boues activées sont aérés avec des diffuseurs d'air qui produisent des bulles nettement plus grosses et injectent donc davantage d'énergie mécanique de mélange dans les systèmes.

Bon à savoir

- En raison du refoulement de l'eau, l'apport de 1 m³ d'air à une profondeur d'eau de 1 m nécessite environ la même énergie que le pompage de 1 m³ d'eau sur une hauteur de 1 m.
- Pour injecter 1 kg d'oxygène sous forme d'air comprimé avec des diffuseurs d'air, il faut consommer env. 2 à 10 kWh d'énergie électrique pour la génération de l'air comprimé pour une saturation en oxygène de 90% à 20°C, selon la taille des bulles.
- Étant donné le faible rendement des diffuseurs, ceux-ci ne devraient être utilisés que pour un apport ponctuel pour couvrir des pointes de besoin, dans des situations d'urgence (panne de courant, etc.) ou pour des travaux d'exploitation spéciaux (dépeuplement, transport, etc.).

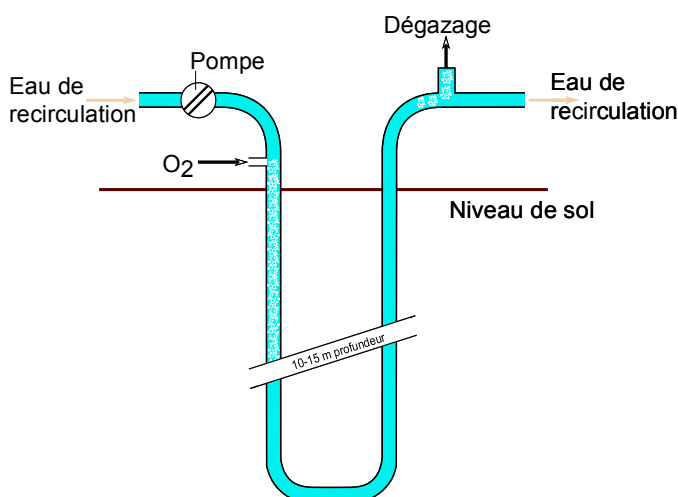
4.4.4 Tube en U

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Enrichissement en oxygène pur en amont de l'alimentation du bassin	Exploitation en circuit ouvert ou exploitation en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

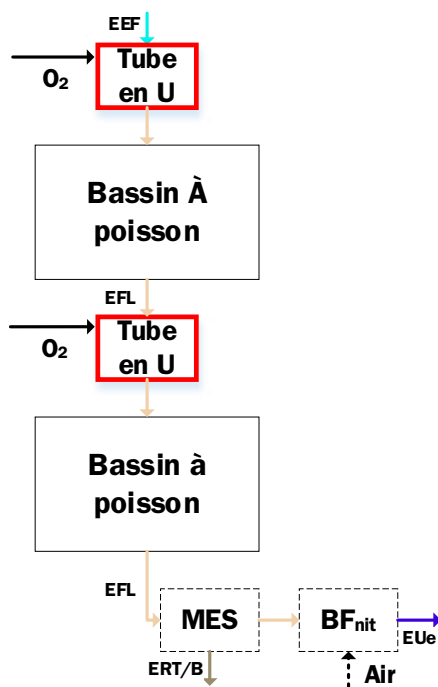
Les tubes en U sont des tubes installés dans le sol à une profondeur de 10 à 15 m. Les tubes sont posés côte à côte ou l'un dans l'autre. De l'oxygène est injecté dans l'arrivée d'eau qui est ensuite conduite dans le tube par gravité ou par une pompe. Avec une colonne d'eau de 15 m, la surpression au point le plus bas du tube est de 1.5 bar. Cela permet une meilleure dissolution et un apport efficace de l'oxygène avec une très faible consommation d'énergie. Le gaz en excédent quitte le tube par une purge et peut être réinjecté. L'eau enrichie en oxygène est déversée dans le bassin. Des sursaturations en oxygène de 300% et plus peuvent être atteintes avec les tubes en U.

La pose de tubes en U nécessite des forages très profonds ce qui peut augmenter fortement les coûts selon la géologie du sous-sol.



Utilisation en aquaculture

Cette forme d'enrichissement en oxygène peut être employée dans les exploitations en circuit ouvert et les exploitations en circuit fermé, en amont de l'alimentation du bassin. On y fait le plus souvent passer la totalité du débit volumique. S'il existe une légère dénivellation, les tubes en U peuvent être exploités sans pompe. Ils conviennent alors très bien pour l'enrichissement en oxygène d'une eau chargée en matières en suspension quand celles-ci ne doivent pas être broyées par les pompes. C'est par exemple le cas de l'utilisation en cascade dans les exploitations en circuit ouvert. Les substances particulières restent ainsi plus facilement séparables, ce qui simplifie l'épuration de l'effluent.



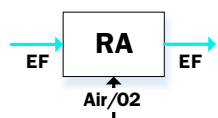
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Il n'y a pas d'application des tubes en U dans l'épuration de l'effluent.

- La vitesse d'écoulement dans le tube en U s'élève à 2 à 3 m s⁻¹.
- L'apport de gaz doit être inférieur à un quart du flux d'eau, sinon il y a risque de rupture de flux.
- Utiliser uniquement de l'oxygène pur. En cas d'utilisation d'air ou d'air enrichi en oxygène, il y a risque de sursaturation en azote gazeux.

Bon à savoir

4.4.5 Systèmes d'aération d'étang (roue à aubes, RA)

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Enrichissement en oxygène atmosphérique	Étangs piscicoles	

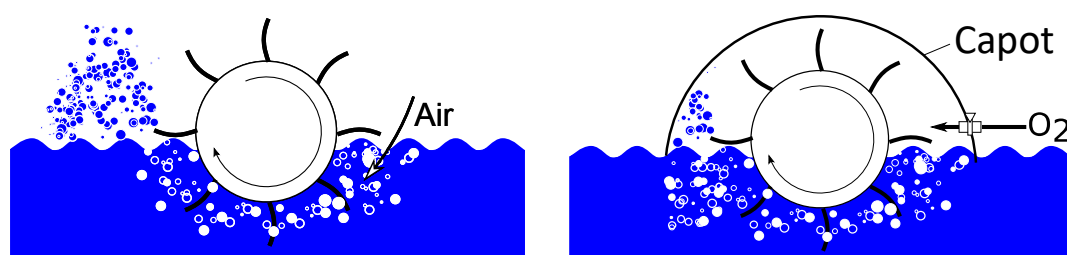
Principe de fonctionnement

Les aérateurs à roue à aubes (AR) sont des systèmes entraînés par un moteur électrique ou thermique pour l'aération de plans d'eau par la surface de l'eau. La rotation axiale des roues à aubes fait pénétrer d'une part de l'air dans l'eau et d'autre part projette de l'eau dans l'air. Ces deux processus augmentent fortement la surface de contact air/eau et améliorent la dissolution d'oxygène dans l'eau. Les roues à aubes font partie des systèmes d'apport en oxygène atmosphérique les plus efficaces qui conviennent aux étangs piscicoles. Lors de l'exploitation d'un aérateur à roue à aubes, il faut veiller à ce que les aubes ne soient pas immergées trop profondément dans l'eau, car l'apport d'oxygène peut alors certes être supérieur, mais l'efficacité baisse fortement (plus d'énergie nécessaire pour la même quantité d'oxygène) [50, 51]. L'apport le plus efficace est obtenu avec une profondeur d'immersion de 9 à 11 cm. Les fiches techniques mentionnent souvent la « Standard Aeration Efficiency », c'est-à-dire l'efficacité au niveau de l'arbre de la roue à aubes (comprise entre 1.1 et 3.0 kg kWh⁻¹). Toutefois, ces valeurs sont valables pour une saturation en oxygène de 0 mg/l. Or, en aquaculture, on vise à des concentrations proches de 100% dans lesquelles le transfert d'oxygène est bien plus faible quand de l'air est utilisé. Par exemple, pour une saturation en oxygène de 80%, l'efficacité de l'apport est env. 5 fois plus faible qu'avec une saturation de 0%. Dans les grands étangs piscicoles, il est important de bien positionner les aérateurs à roue à aubes afin que tous les poissons de l'étang aient accès à de l'eau riche en oxygène.

Pour apporter de l'oxygène pur avec une roue à aubes, on peut utiliser une roue à aubes avec capot sous lequel une injection d'oxygène pur crée une atmosphère d'oxygène.

Utilisation en aquaculture

Les aérateurs à roue à aubes sont employés dans les installations d'aquaculture en étang avec faible densité de population pour limiter les minima intermédiaires d'oxygène, notamment après le nourrissage des poissons, ou de manière générale pour augmenter la production.



© ZHAW

Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Il n'y a pas d'utilisation directe des roues à aubes dans l'épuration de l'effluent.

Bon à savoir

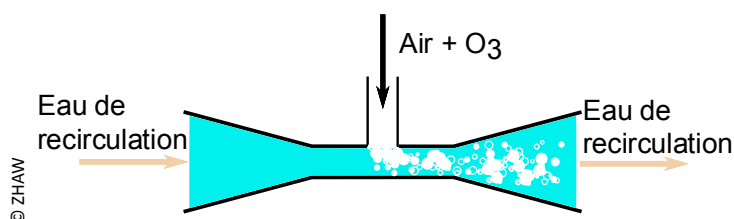
- Si l'eau est aérée avec une saturation en oxygène de 80%, il y a apport d'env. 0.5 kg d'oxygène par kWh d'énergie électrique. D'autant moins que l'eau est plus chaude.
- La profondeur d'immersion des aubes devrait se situer entre 9 et 11 cm.

4.4.6 Tube de Venturi

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Apport d'ozone dans les réacteurs à ozone	Exploitations en circuit fermé	

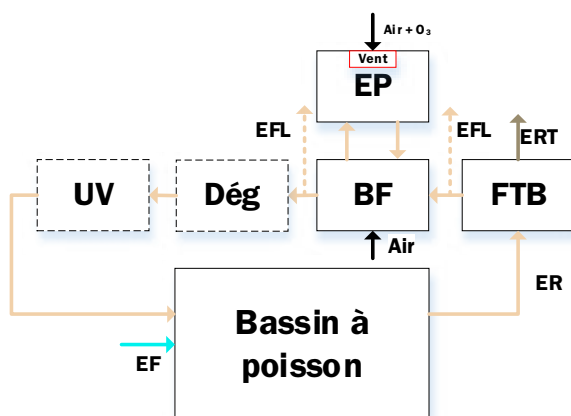
Principe de fonctionnement

Le tube de Venturi est composé de deux tronçons coniques de tube reliés entre eux par leur partie la plus étroite. Cette jonction comprend un raccord pour l'apport de gaz. Lorsque l'eau s'écoule dans le tube de Venturi, une dépression s'établit au point ayant la plus petite section, ce qui permet d'aspirer du gaz ou du liquide par le raccord. L'air, l'oxygène ou l'ozone injectés se mélangent en petites bulles dans le flux d'eau et il y a ainsi apport de gaz.



Utilisation en aquaculture

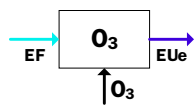
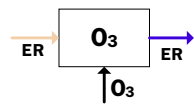
Les tubes de Venturi sont très appréciés pour l'apport d'ozone, car il n'y a aucun contact entre l'ozone et des pièces d'usure mécaniques (pompes, etc.) grâce à l'injection par dépression. Il en est de même pour l'ajout de produits chimiques (p. ex. désinfectants) dans l'eau de l'exploitation. Étant donné que leur fonctionnement nécessite une très haute pression, ils ne sont utilisés que dans des circuits secondaires et rarement pour l'ajout d'oxygène directement dans le bassin piscicole.



Bon à savoir

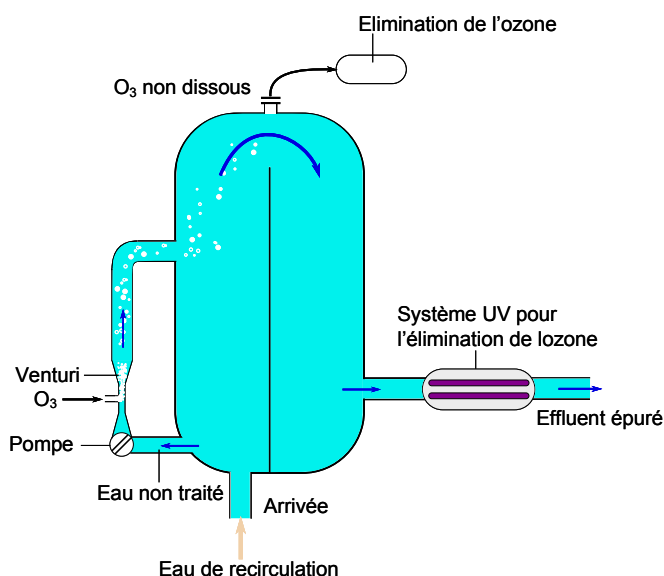
- Jusqu'à 100% du débit d'eau peut être ajouté comme volume de gaz lors de l'aspiration de gaz.
- Jusqu'à 10% du débit d'eau peut être ajouté comme liquide lors de l'aspiration de liquides.
- Un apport d'air de 15 m³ par un tube de Venturi nécessite env. 1 kWh d'énergie électrique.

4.4.7 Ozonation

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Désinfection de l'eau en entrée	Exploitations en circuit fermé, élevages de reempoissonnement	
Réduction de la charge organique	Exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

En raison de son manque de stabilité, l'ozone doit être produit sur le site d'utilisation. Des générateurs de décharge corona sont souvent utilisés pour cela avec de l'oxygène. Une autre méthode de production d'ozone est d'exposer de l'air ou de l'oxygène à un rayonnement UV-C (185 nm). L'ozone produit est transporté vers la station d'injection dans des conduites résistantes à l'ozone. L'injection peut être réalisée avec toutes les technologies courantes d'apport en oxygène pur (tube de Venturi, cône, LHO, etc.). Pour que l'emploi de l'ozone soit efficace, il faut atteindre une concentration d'ozone constante dans une enceinte de réaction. Celle-ci est comprise entre 0.1 et 2 mg l⁻¹, en visant à obtenir des temps de contact de 1 à 30 min [52]. Le dosage et le temps de séjour hydraulique dans l'enceinte de réaction dépendent de la dose nécessaire, de l'objectif visé et de la qualité de l'eau. Malgré la bonne solubilité de l'ozone, le gaz résiduel dans l'eau traitée contient encore de l'ozone et doit passer par une élimination d'ozone pour assurer la sécurité du personnel. L'ozone résiduel dans l'eau doit également passer par une élimination de l'ozone résiduel. Pour cela, l'eau peut passer par un système à UV, du charbon actif et/ou un biofiltre avec forte charge organique.



© ZHAW

Utilisation en aquaculture

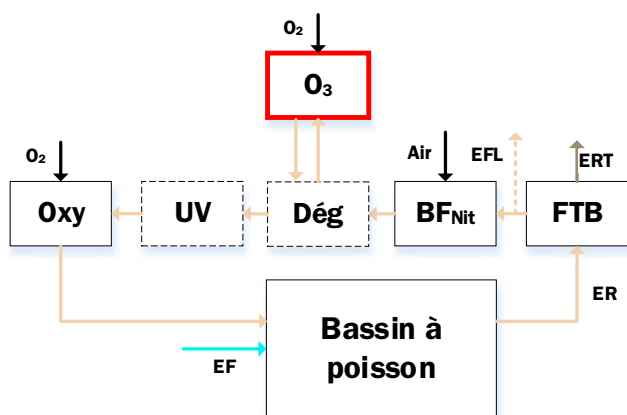
L'ozone peut être utilisé à diverses fins. Dans le traitement de l'eau fraîche, l'ozone peut servir à la désinfection. Le plus souvent, c'est le cas dans les élevages de reempoissonnement et les exploitations en circuit fermé. Pour l'amélioration de la qualité de l'eau dans les exploitations en circuit fermé, l'ozone peut favoriser la floculation de petites particules, ce qui facilite leur élimination par la séparation des matières en suspension. Cet effet est mis en œuvre lors de l'apport d'ozone dans les écumeurs de protéines qui sont exploités en dérivation du débit volumique principal. Qui plus est, l'ozone peut oxyder des substances organiques non dégradables par voie microbienne de sorte qu'elles puissent être dégradées par des microbes dans le biofiltre. Cela réduit la coloration de l'eau, donc la transmission des UV augmente et les systèmes à UV deviennent plus performants. Un autre effet de l'ozonation est que les substances

perceptibles par l'odorat comme la géosmine sont éliminées et l'off-flavor (mauvais goût terreux-moisi) dans les poissons est réduit. Outre des substances organiques, l'ozone oxyde aussi le nitrite en nitrate et favorise ainsi la biofiltration microbienne dans les exploitations en circuit fermé. Par conséquent, un arrêt de l'apport d'ozone peut provoquer une augmentation de nitrite.

L'ozone peut être **très dangereux** pour l'homme et l'animal en cas d'utilisation non conforme !



- L'ozone peut passer du réacteur aux animaux notamment si :
 - la barrière (UV, charbon actif granulé, dégazage, etc.) ne fonctionne pas correctement ;
 - l'ozone est surdosé en raison d'une technique de mesure/régulation défectueuse ;
 - s'il n'y plus de réactifs pour l'ozone longtemps après le nourrissage (c'est-à-dire si l'eau est trop claire).
- De l'ozone peut passer dans l'air ambiant tant lors de sa production (générateur d'ozone) qu'à partir de l'eau enrichie et causer de graves dommages à la santé s'il est respiré. Ces zones doivent être équipées de dispositifs d'alarme avec capteurs d'ozone (air ambiant). De plus ces locaux doivent être bien ventilés et l'ozone résiduel doit être détruit avec un éliminateur d'ozone résiduel (dioxyde de manganèse ou charbon actif).



Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Moins il y a de changements d'eau dans une exploitation en circuit fermé, plus il y a enrichissement de composés organiques non dégradables par voie microbienne dans les eaux usées. Les valeurs accrues de COD qui en résultent ne peuvent souvent être éliminées de l'eau que par ozonation et refiltration microbienne.

- Pour produire un kg d'ozone avec un générateur de décharge corona, il faut utiliser env. 10 kg d'oxygène pur sec et 10 kWh d'énergie électrique.
- Dans les exploitations en circuit fermé, on utilise 2 à 20 g d'ozone par kg d'aliments pour améliorer la qualité de l'eau.

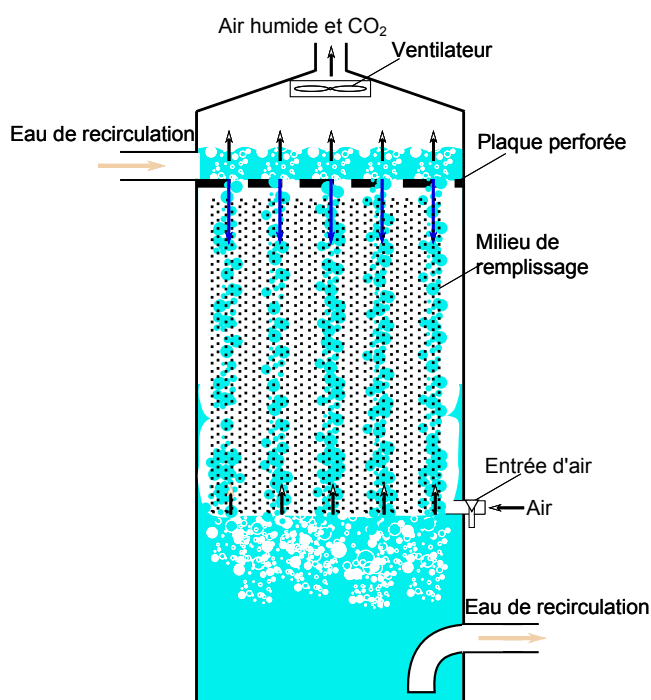
Bon à savoir

4.4.8 Dégazage

Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Élimination des gaz étrangers (CO ₂ , N ₂)	Exploitations en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

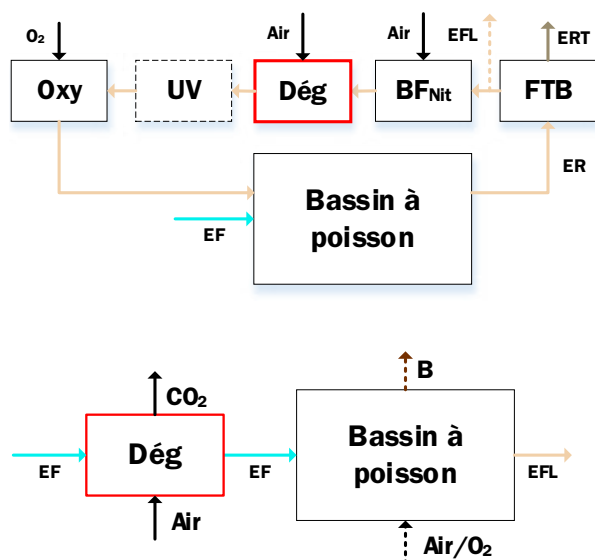
Le dégazage fonctionne de manière similaire à l'apport d'oxygène, mais en sens inverse: la surface de contact gaz/eau est agrandie jusqu'à permettre à beaucoup de gaz de s'échapper de l'eau en un temps court. Par rapport à l'apport de gaz, la différence de volume entre gaz et eau doit toutefois être nettement plus grande (500 à 1000 %). La concentration atmosphérique en CO₂ est basse et l'air de passage est donc rapidement saturé. Dans la plupart des technologies, l'eau contenant du CO₂ est conduite dans un réservoir avec plusieurs plaques perforées successives ou une sorte de corps de remplissage où la surface de contact nécessaire gaz/eau peut se développer. De l'air est pompé de manière active dans le réservoir et s'écoule en sens inverse de l'eau; on obtient ainsi un gradient constant de concentration de CO₂ entre l'eau et l'air, ce qui favorise le dégazage du CO₂. Si l'eau de recirculation contient une forte concentration de MES et de COD, il convient d'utiliser un dégazage sans corps de remplissage, car ces derniers servent de surface de croissance idéale aux micro-organismes (fouling), ce qui peut conduire à des encrassements.



© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Un dégazage dédié est de plus en plus nécessaire dans les systèmes intensifs (densité de population > 60 kg m⁻³) dans lesquels l'effet de dégazage des systèmes d'aération et des biofiltres (p. ex. filtre à ruissellement ou filtre à lit mobile) ne suffit plus pour éliminer le CO₂ contenu dans l'eau. Le stade de développement des animaux peut avoir une forte influence sur la sensibilité au CO₂. Qui plus est, un dégazage peut aussi être nécessaire si l'eau fraîche utilisée contient de grandes quantités de CO₂.



Outre l'extraction de CO_2 , le dégazage sert aussi au contrôle de la sursaturation en azote. Celle-ci peut provenir de l'apport d'air ou de mélanges air/oxygène sous haute pression. Son origine peut être des fuites ou des entrées d'air en amont des pompes, ce qui mène à un enrichissement en azote gazeux à l'intérieur de la pompe, de la conduite ou d'un cône. Par ailleurs, l'apport d'air dans les filtres à lit mobile peut conduire à une sursaturation en azote si l'apport est réalisé trop profond. Il faut éviter un apport d'air avec une contrepression de plus de 200 mbar.

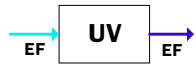
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

Les avantages possibles d'une réduction de la charge de l'eau découlent d'un plus grand appétit et donc de moindres pertes d'aliments respectivement d'une meilleure conversion des aliments.

- Les dégazeurs sont limités à une hauteur de garnissage de 1 à 1.5 m, car le procédé devient inefficace à de plus grandes hauteurs.
- Le taux de charge hydraulique est compris entre 0.61 et $2.51 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ m}^{-2}$ [6]
- Le rapport entre le gaz entrant et l'eau devrait être compris entre 5:1 et 10:1.
- Le gaz extrait par les technologies de dégazage doit être absolument évacué à l'extérieur des bâtiments, car il peut sinon y avoir une augmentation dangereuse du CO_2 dans l'air intérieur.

Bon à savoir

4.4.9 Rayonnement UV

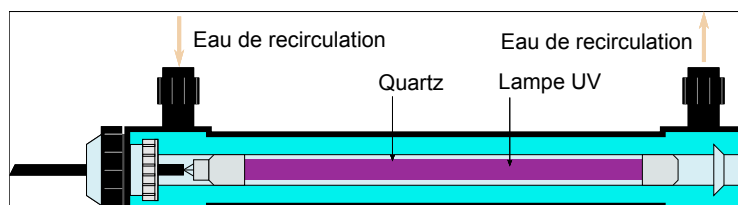
Domaine d'utilisation	Types d'installation	Débits massiques
Désinfection de l'eau fraîche	Élevages de rempoissonnement, exploitations en circuit fermé	
Réduction des germes	Exploitation en circuit fermé	

Principe de fonctionnement

Le rayonnement UV-C est généré par des lampes à vapeur de mercure basse ou moyenne pression qui sont séparées de l'eau par une gaine en quartz. La lampe a un rendement maximal à une température définie qui dépend de l'utilisation de la lampe, du gainage ainsi que de la température de l'eau. L'effet de la lampe diminue rapidement en dehors de cette plage optimale.

Le rayonnement UV traverse le verre quartzé et doit endommager l'ADN d'organismes pathogènes dans l'eau. Des niveaux de dose différents sont nécessaires selon les organismes. Entre la source de lumière et la cible, le rayonnement traverse le volume d'eau. Dans celui-ci, il est absorbé par des composés organiques (dissous et particulaires). Plus l'eau contient de tels composés, plus la quantité de rayonnement perdu est élevée. L'absorption des UV par ces substances dissoutes est décrite par le coefficient d'absorption spectrale (CAS) dans l'eau filtrée ou par le coefficient d'atténuation spectral (CATS) dans l'eau non filtrée à respectivement 254 nm. Cette absorption peut être mesurée avec de nombreux photomètres. Le CAS ou le CATS de l'eau à traiter est, avec la dose nécessaire pour les organismes cibles, le principal paramètre pour le dimensionnement de systèmes à UV.

Pour maximiser leur efficacité, les systèmes à UV sont utilisés en aval des étapes de filtration mécanique. Selon la forme d'exploitation, les systèmes à UV peuvent être utilisés comme systèmes fermés sous pression ou comme systèmes en canal par gravité.

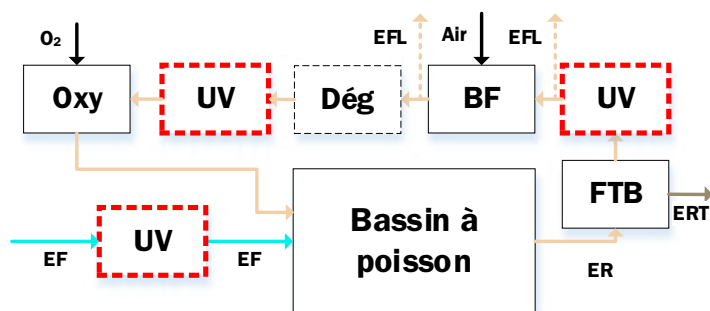


© ZHAW

Utilisation en aquaculture

Le traitement UV peut avoir diverses finalités. Pour le traitement de l'eau en entrée, celle-ci doit être désinfectée, c'est-à-dire sans germes à 100 %, pour qu'aucun germe n'entre dans l'exploitation. De fortes doses d'UV sont possibles en raison de la faible charge organique. Le traitement est le plus souvent réalisé dans des réacteurs fermés où des panneaux internes garantissent un mélange et le traitement de l'ensemble du plan d'eau.

Quand de l'eau est traitée dans des exploitations en circuit fermé, il y a enrichissement de nombreuses substances organiques qui augmentent le CAS et réduisent la transmission des UV. C'est pourquoi une seule réduction des germes est souhaitée dans le circuit. Pour réduire la pression des germes, il faut tuer les organismes cibles plus vite qu'ils ne se reproduisent. Les systèmes à UV sont installés soit en dérivation, soit dans le circuit principal. Il est important que la dose d'UV résultant de la transmission et du temps de séjour hydraulique soit suffisamment élevée pour atteindre la réduction nécessaire des germes. Si la dose est trop faible (débit trop fort, transmission trop faible), il peut se produire une réduction sélective des germes, ce qui modifie la communauté microbienne.



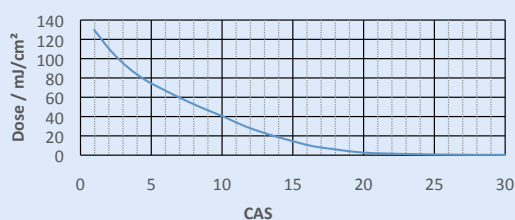
Utilisation dans l'épuration de l'effluent

La désinfection UV de l'effluent d'installations d'aquaculture n'est pas habituelle.

Bon à savoir

Exemple d'installation fermée avec quatre lampes à UV de 400 W chacune. Les valeurs indiquées ici le sont à titre d'exemple et la dose a été calculée avec la méthode « Point Source Summation » ; elles peuvent varier d'une installation à l'autre selon la construction et le mode d'exploitation.

- Une eau de source pure avec un CAS de 1 m^{-1} a une transmission des UV d'env. 98 % $T_{10 \text{ mm}}$ ou de 88 % $T_{50 \text{ mm}}$. Pour traiter cette eau en entrée à $69 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ avec une dose de 250 mJ cm^{-2} (2500 J m^{-2}) pour la lutte contre les IPNV (Infectious Pancreatic Necrosis Virus), le système à UV doit avoir une puissance électrique d'env. 1600 W.
- Le graphique suivant montre la dose d'UV d'un exemple choisi (Aquafides, quatre AFT400T, 1600 W) pour un débit de $130 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.



- Une eau de recirculation relativement claire avec un CAS de 10 m^{-1} a une transmission des UV d'env. 79,4 % $T_{10 \text{ mm}}$ ou de 31,6 % $T_{50 \text{ mm}}$. Avec le même exemple de système d'une puissance d'env. 1600 W, une dose de 40 mJ cm^{-2} (400 J m^{-2}) permettrait même de traiter $130 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Env. 12 Wh de puissance électrique seraient nécessaires par m^3 d'eau traitée.
- Une eau de recirculation avec un CAS de 20 m^{-1} a une transmission des UV d'env. 63,1 % $T_{10 \text{ mm}}$ ou de 10 % $T_{50 \text{ mm}}$. Si cette même exploitation fonctionne à $130 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, la dose est réduite à 3 mJ cm^{-2} (30 J m^{-2}).
- L'eau de recirculation avec une forte proportion de substances organiques dissoutes et un CAS de 30 m^{-1} n'a plus qu'une transmission des UV d'env. 50 % $T_{10 \text{ mm}}$ ou 3,3 % $T_{50 \text{ mm}}$. Avec cette même exploitation et $130 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, la dose est réduite à env. $0,3 \text{ mJ cm}^{-2}$ (3 J m^{-2}).

La quantité d'eau à CAS élevé qui peut encore être traitée par un système, ou la taille d'un système pour une dose définie, un CAS défini et un débit défini dépendent de la conception du réacteur. De manière générale : plus le CAS est élevé, plus l'eau doit s'écouler près des lampes. Avec un CAS de 30 m^{-1} , il est encore possible d'atteindre une transmission de 50 % avec des distances aux lampes de 20 mm (dégrilleur à UV), alors qu'à une distance de 100 mm, la transmission n'est plus que de 3,3 %.

Avec des CAS très élevés, l'exploitation de systèmes à UV est très coûteuse. Les CAS élevés dus à des substances organiques dissoutes qui ne sont plus davantage biodégradables peuvent être réduits par l'utilisation d'ozone ou par des changements d'eau.

5 AIDE À L'OPTIMISATION

Une réduction des émissions des installations d'aquaculture peut être motivée par diverses raisons. Des valeurs de déversement peuvent être dépassées (**point de vue des autorités**), l'entreprise souhaite produire plus avec la même quantité d'émissions (**point de vue de l'exploitant**) ou les paramètres des eaux internes au système doivent être améliorés pour une production plus efficiente (**point de vue du planificateur**).

Souvent, un paramètre spécifique des eaux pose davantage problème alors que d'autres jouent un moindre rôle. Les mesures prises doivent donc être ciblées et améliorer ce paramètre de manière économiquement supportable. Le but des aides à l'optimisation ci-après est d'aider à trouver des solutions économiques pour ces paramètres par des mesures opérationnelles et techniques. Pour cela, elles guident l'utilisateur dans un arbre de décision pour trouver des causes et des solutions de réduction des paramètres des eaux concernés. Les aides à l'optimisation présentées ici ne doivent pas être comprises comme des procédures définitives ou obligatoires, mais comme une aide générale pour la réduction des émissions et l'optimisation des installations.

Dans les arbres de décision, il faut commencer par la case numéro 1, puis exécuter successivement les étapes décrites jusqu'à ce qu'une mesure apporte l'effet voulu (p.ex. Trop de matières en suspension → Filtre-tambour bouché → Filtre-tambour nettoyé → Baisse de la concentration en matières en suspension). Si une mesure n'apporte pas encore l'effet voulu, l'arbre de décision peut être réutilisé jusqu'à ce qu'une mesure aboutisse à l'effet voulu. Quand une mesure a réussi, on peut abandonner l'arbre de décision à cet endroit. Pour plus de clarté dans la représentation, on a renoncé ici à une flèche séparée vers une case « Problème résolu ».

Une réduction de la quantité d'aliments ne devrait toujours être choisie qu'en dernier recours, car elle touche à la base économique de l'exploitation. On ne peut envisager une réduction du nourrissage (et/ou de la population) que si aucune autre mesure n'a eu de succès. C'est pourquoi cette mesure se trouve toujours à la fin de chaque aide à l'optimisation.

5.1 Phosphore

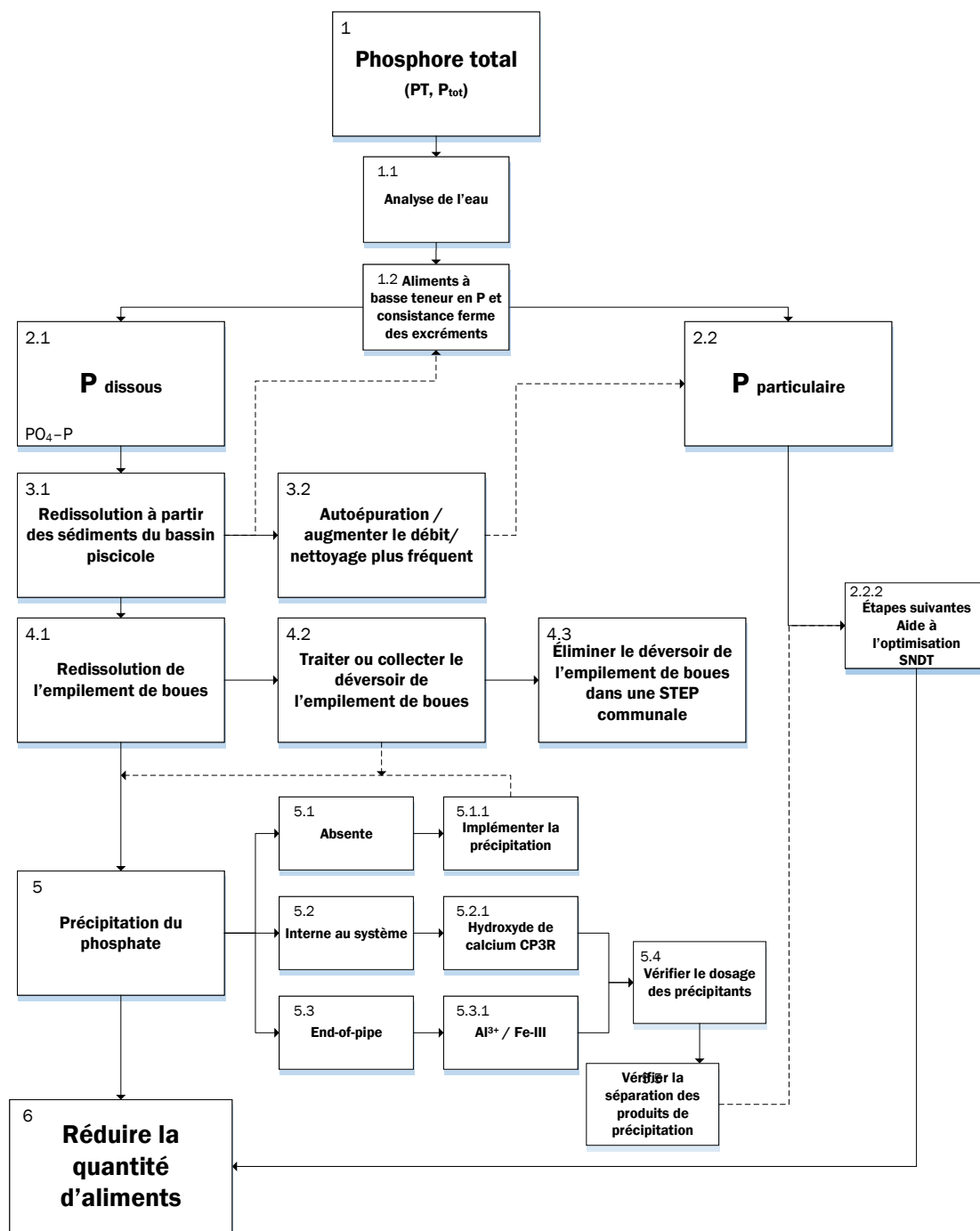
Le phosphore est l'un des paramètres les plus fréquents qui exigent des mesures pour le traitement des eaux déversées par les exploitations piscicoles. En cas de dépassement du phosphore total (P_{tot} ^{→1}), une **analyse des eaux** ^{→1.1} plus détaillée donne les pourcentages de phosphore dissous (P_{dissous} ^{→2.1}) et de phosphore particulaire ($P_{\text{particulaire}}$ ^{→2.2}). Le choix d'un **aliment avec plus faible teneur en phosphore** ^{→1.2} pour des performances de croissance identiques serait une méthode efficace de réduction de cette source de pollution, mais il n'est souvent pas disponible dans la qualité appropriée pour l'espèce de poisson spécifique. Si un changement d'aliment n'est pas une possibilité d'amélioration (voir le chapitre 4.2.1.2 Aliments), il faut recourir à d'autres mesures. En cas de valeurs élevées pour le phosphore particulaire, la suite de la procédure doit se faire selon l'aide à l'optimisation pour les MES (**suite de la procédure Aide à l'optimisation MES** ^{→2.2.2}).

Si l'on trouve des valeurs élevées de phosphore dissous (P_{dissous} ^{→2.1}) dans l'eau, il faut vérifier s'il y a **redissolution à partir des sédiments du bassin piscicole** ^{→3.1} et si après **augmentation de l'autoépuration** ^{→3.2} il reste un pourcentage élevé de phosphore particulaire et qu'il peut être retiré de l'eau par des moyens mécaniques. En l'absence d'améliorations au sein des bassins piscicoles ou par utilisation d'un aliment conférant de meilleures propriétés aux excréments (p.ex. avec liant d'excréments) (voir ^{→1.2} et ^{→3.1}), on peut vérifier si une **redissolution de l'empilement de boues** ^{→4.1} est une cause. Dans ce cas, il faut **traiter ou collecter le déversoir de l'empilement de boues** ^{→4.2} ou l'éliminer dans une **STEP communale** ^{→4.3}.

Une précipitation chimique du phosphate n'est judicieuse que dans des exploitations en circuit fermé avec peu de changements d'eau. Dans les exploitations en circuit ouvert, les concentrations de phosphate sont trop faibles. Dans le cas des exploitations en circuit fermé, il faut aussi tenir compte de la taille de

Figure 4

Arbre de décision pour réduction de la concentration du phosphore particulaire et dissous dans l'effluent d'installations d'aquaculture.



l'installation dans la prise de décision pour trouver une solution proportionnée. **Si une précipitation n'est pas déjà en service** → 5.1, on peut réfléchir à l'installation d'une précipitation chimique du phosphate. On peut alors recourir à des **solutions intégrées à l'exploitation** → 5.2 avec de l'**hydroxyde de calcium** → 5.2.1 et à des **solutions « end-of-pipe »** → 5.3 avec de l'**aluminium ou des sels de fer** → 5.2.1. Si de tels systèmes sont déjà en service, mais que les valeurs de phosphore sont néanmoins élevées, il faut vérifier aussi bien les **dosages de précipitants** → 5.4 que la bonne **séparation des produits de précipitation en aval** → 5.5. Cette dernière peut notamment ne pas être détectée si l'autocontrôle interne ne mesure que le phosphate et non le phosphore total dans les eaux usées, parce que du phosphore précipité peut aussi encore se trouver dans les eaux usées sous forme particulaire fine.

Une **réduction de la quantité d'aliments** → 6 doit être évitée en mettant en œuvre les mesures ci-dessus.

5.2 Azote

Dans les eaux usées, l'azote N_{tot} ^{→1} (azote total) peut se présenter sous diverses formes qui peuvent être réparties en deux groupes principaux : N_{dissous} ^{→2.1} (azote dissous) et $N_{\text{particulaire}}$ ^{→2.2}. La première mesure doit toujours être de vérifier si des **aliments optimisés**^{→1.1} permettent d'améliorer la conversion des aliments (voir le chapitre 4.2 « Éviter les émissions »).

La plus grande partie des émissions d'azote provenant des aliments consommés se fait certes sous forme dissoute. Toutefois des sédiments d'excréments et de restes d'aliments peuvent, s'ils se minéralisent, représenter une source d'azote dissous supplémentaire. Pour cette raison, une première étape importante est de vérifier s'il se produit une **minéralisation d'excréments ou de restes d'aliments**^{→2.1.1} au sein de l'exploitation. **L'augmentation de l'autoépuration**^{→2.1.1} aide à réduire la minéralisation.

L'azote dissous existe sous trois formes : **ammonium**^{→3.1} (NH_4^+), **nitrite**^{→3.2} (NO_2^-) et **nitrate**^{→3.3} (NO_3^-). Si la substance problématique dans les eaux usées est inconnue ($?^{\rightarrow3.4}$), il est recommandé d'effectuer une analyse des eaux usées, car il n'est sinon pas possible de prendre des mesures spécifiques pour résoudre le problème. Si les substances problématiques dans les eaux usées sont l'**ammonium**^{→3.1} ou le **nitrite**^{→3.2}, la cause peut en être levée par l'optimisation ou la nouvelle construction d'une **nitrification**^{→4}. Cela devrait rendre d'autres mesures superflues (**Réduire la quantité d'aliments/la population**^{→6}).

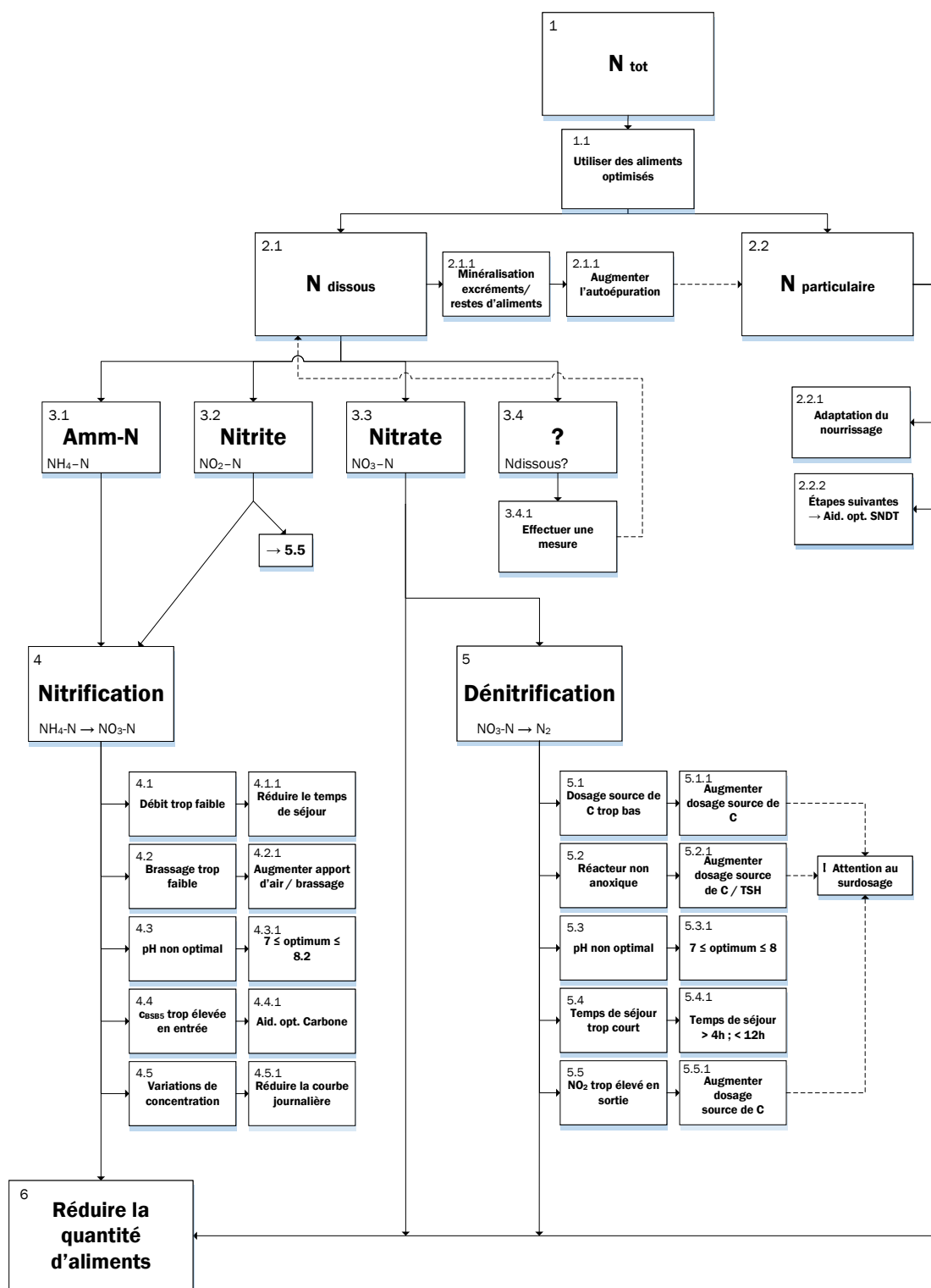
Une réduction des performances de la **nitrification**^{→4} peut avoir de nombreuses causes qui ne peuvent pas être mentionnées de manière exhaustive dans ce guide. Les points suivants constituent une sélection des causes les plus fréquentes : **débit trop faible**^{→4.1} : la cause d'une trop haute concentration d'ammonium dans la zone des poissons provient souvent du débit dans le biofiltre et non de sa capacité théorique en soi. Cela apparaît quand le biofiltre a une forte concentration en entrée, mais que la concentration d'ammonium dans l'effluent est très basse ($<0.1 \text{ mg l}^{-1}$). Une mesure peut être de réduire le temps de séjour de l'eau dans le réacteur (**Réduire le temps de séjour**^{→4.1.1}) en augmentant le taux de brassage. Cela augmente aussi la quantité d'ammonium qui traverse le réacteur. **Brassage trop faible**^{→4.2} : l'oxygène présent et l'ammonium ou le nitrite ne sont pas disponibles pour les bactéries nitrifiantes dans certaines parties du biofiltre, ce qui mène à un faible rendement de nitrification. Le brassage des filtres à lit mobile peut être accru en augmentant la quantité volumétrique d'air comprimé injecté dans le biofiltre ou en injectant l'air avec de plus grosses bulles. Le cas échéant, le brassage peut être amélioré avec une pompe à émulsion (**Augmenter le brassage**^{→4.2.1}). Un écart par rapport au pH optimal (**pH non optimal**^{→4.3}) conduit, dans une plage de pH fortement basique, à une exposition des bactéries nitrifiantes (ainsi que des poissons) à l'ammoniaque toxique. Dans les zones de faible pH (<7), il y a de manière générale détérioration de l'oxydation de l'ammonium en nitrite, car les H^+ produits par cette réaction réduisent la vitesse de réaction. Dans les exploitations en circuit fermé, une mesure peut être de tamponner chimiquement l'eau de l'installation pour augmenter l'alcalinité. De manière générale, l'alcalinité de l'eau de l'exploitation ne doit pas dépasser $100 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3 \text{ eq}$ ¹⁷. Une concentration trop élevée de substances organiques facilement dégradables (**C_{DBO_5} trop élevée en entrée**^{→4.4}), peut conduire à une croissance surproportionnelle de bactéries hétérotrophes¹⁸ dans le biofiltre et donc à une éviction des bactéries nitrifiantes. La mesure à prendre consiste à réduire la concentration en entrée de substances organiques facilement dégradables (voir Aide à l'optimisation Carbone 7.3 et MES 7.4).

Les performances du biofiltre dépendent du nombre et de l'activité des bactéries nitrifiantes. L'activité se réduit si les quantités disponibles d'oxygène, d'ammonium et de nitrite diminuent, si la température baisse ou s'il y a enrichissement en produits des réactions de nitrification (pH faible, valeurs de nitrate élevées). Pour avoir des performances uniformes, il faut donc maintenir les paramètres de l'eau aussi constants que possible. Cela est également valable pour les opérations effectuées au cours de la journée. Après une longue pause sans nourrissage, la concentration d'ammonium dans l'eau de l'installation baisse et les performances du biofiltre sont réduites. Un nourrissage ponctuel fait monter fortement le rejet d'ammonium des poissons et le biofiltre, respectivement les bactéries, ont besoin d'un certain temps pour augmenter leur activité. Cela conduit à de fortes **variations de concentration**^{→4.5} à court terme au

¹⁷ L'alcalinité est exprimée comme équivalent de la quantité de carbonate de calcium (CaCO_3) dans l'eau. Les substances tampons utilisées peuvent être converties en leur quantité nécessaire spécifique d'équivalent en carbonate de calcium (p.ex. 37 mg/l de bicarbonate de sodium (NaHCO_3 , levure chimique) correspondent à un milliequivalent (meq) d'alcalinité par litre d'eau (Timmons et Ebeling, 2010, p. 57).

¹⁸ Les bactéries hétérotrophes dégradent des substances organiques.

Figure 5
Arbre de décision pour la réduction de l'azote particulaire et dissous à l'intérieur des installations d'aquaculture et dans leur effluent.



sein de l'exploitation (tenir compte du bien-être des poissons) ainsi qu'à des valeurs accrues dans les eaux usées. Avec un nourrissage régulier au cours de la journée et en évitant de le réaliser dans tous les bassins en même temps (**Réduire la courbe journalière** → 4.5.1), on réduit le risque de pointes de concentration dans l'effluent des exploitations en circuit fermé et en circuit ouvert. Si le nourrissage doit être interrompu pendant une longue période (p. ex. pour un tri), il peut être judicieux de continuer à alimenter le biofiltre avec un engrais à base d'ammonium (30 à 50 g NH₄-N par kg d'aliments). Celui-ci doit être ajouté régulièrement au cours de la journée pour maintenir les performances des bactéries nitrifiantes.

De manière générale, une concentration de nitrate trop élevée (**Nitrate** → 3.3) dans les eaux usées des exploitations piscicoles sans dénitrification ou sans changements d'eau supplémentaires ne peut être réduite qu'avec une optimisation du nourrissage (**Réduire la quantité d'aliments** → 6), si aucune dénitrifi-

cation n'est installée. Toutefois, dans les exploitations piscicoles, les concentrations de nitrate ne sont le plus souvent pas un facteur limitatif pour la protection des eaux.

Par contre, dans les exploitations avec étape de dénitrification intégrée (**Dénitrification** ^{→5}), une réduction des performances du réacteur peut avoir de nombreuses causes. Les points suivants sont une sélection des causes les plus fréquentes : un sous-dosage de la source de carbone utilisée (p.ex. méthanol, éthanol ou glycérine) (**Dosage source de C trop bas** ^{→5.1}) conduit à un manque d'électrons pour la réduction du nitrate et donc aussi à une forte concentration de nitrate dans l'effluent. Un sous-dosage peut aussi se manifester par des conditions oxygènes à la sortie du réacteur de dénitrification (**Réacteur non anoxique** ^{→5.2})¹⁹. Dans les deux cas (^{→5.1}, ^{→5.2}), le dosage de la source de carbone peut être augmenté (**Augmenter le dosage de la source de C** ^{→5.1.1}). Une autre raison pour laquelle des conditions anoxiques ne peuvent pas être atteintes dans le réacteur malgré un dosage suffisant de la source de carbone est un temps de séjour trop court dans le réacteur (**Augmenter le temps de séjour** ^{→5.2.1}). En cas d'adaptation du dosage de la source de carbone, il est important de contrôler en continu les concentrations de COD ou de DBO₅, car un entraînement des sources de carbone hors du réacteur de dénitrification, notamment de sources de carbone toxiques pour les poissons comme le méthanol, peut aboutir à des effets graves sur la population de poissons (p.ex. manque d'appétit, voire mort en cas de surdosage extrême) ainsi qu'à une forte pollution des eaux usées. En présence d'une concentration de nitrate élevée en sortie du réacteur de dénitrification malgré un dosage correct de la source de carbone, la cause peut être un temps de séjour hydraulique trop court (**Temps de séjour trop court** ^{→5.4}), auquel cas on peut prolonger le temps de séjour hydraulique (**Augmenter le temps de séjour** ^{→5.4.1}). Une règle empirique peut être d'appliquer un temps de séjour hydraulique entre 4 et 12 h, toutefois cela dépend grandement du gradient de concentration en nitrate souhaité entre l'entrée et la sortie, du volume et du type du réacteur et il faut donc procéder à une vérification au cas par cas. Un écart par rapport au pH optimal (**pH non optimal** ^{→5.3}) conduit, dans une plage de pH basique (>8), à une détérioration générale des résultats de la dénitrification. Une mesure peut être de tamponner le pH. Une concentration de nitrate réduite combinée à une concentration de nitrite élevée en sortie du réacteur de dénitrification (**NO₂ trop élevé en sortie** ^{→5.5}) indique un dosage trop faible de la source de carbone (**Augmenter le dosage de la source de C** ^{→5.5.1}). Les mesures ci-dessus devraient permettre d'éviter une réduction de la quantité d'aliments (**Réduction de la quantité d'aliments** ^{→6}).

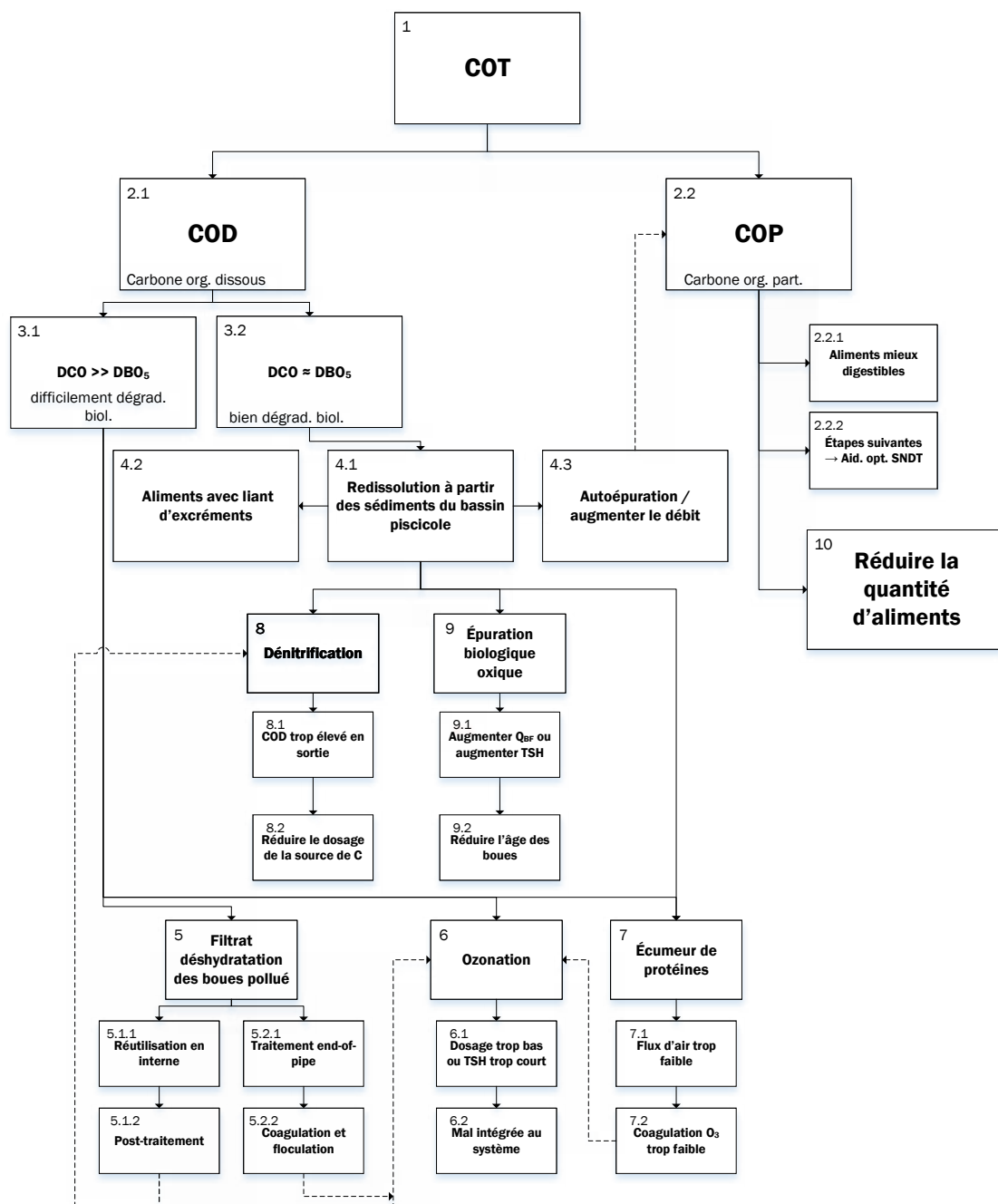
Les émissions d'azote particulaire (**N_{particulaire}** ^{→2.2}) peuvent être diminuées par une réduction de la teneur en protéines des aliments, une réduction des pertes d'aliments et des aliments mieux digestibles (**Adaptation du nourrissage** ^{→2.2.1}). La suite de la procédure en cas de fortes émissions particulières est décrite dans l'aide à l'optimisation MES (**Suite de la procédure** ^{→2.2.2}).

5.3 Carbone

Une forte charge en carbone organique (carbone organique total **COT** ^{→1}) peut être due soit à du carbone organique dissous, y compris des particules colloïdales <0.45 µm, (**COD** ^{→2.1}), soit à du carbone organique particulaire >0.45 µm (**COP** ^{→2.2}). Une analyse du COD et du COT de l'eau peut montrer si le problème vient principalement du COD ou du COP (COP = COT – COD). En cas de charge accrue de COD, il est justifié de procéder à une analyse supplémentaire de la DBO₅ et de la DCO. Si la DCO est nettement supérieure à la DBO₅, le COD mesuré est constitué de substances difficilement voire non dégradables (**DCO >> DBO₅** ^{→3.1}). Si la DCO est voisine de la DBO₅ (**DCO ≈ DBO₅** ^{→3.2}), les substances organiques sont facilement dégradables. Des mesures différentes sont possibles selon le résultat de cette analyse. On trouve **DCO >> DBO₅** principalement dans des systèmes en circuit fermé avec un fort taux de recirculation. Les étapes d'épuration biologique ont déjà dégradé le carbone facilement dégradable et il y a un enrichissement en substances non dégradables. Celles-ci ne peuvent pas être éliminées davantage par des procédés d'épuration purement biologiques. Une possibilité d'intervention est de traiter le filtrat de la déshydratation des boues (**Filtrat déshydratation des boues pollué** ^{→2.2}). Il peut être réutilisé en interne ^{→2.2}, p.ex. comme eau d'alimentation riche en substrat pour la **dénitrification** ^{→8}. Seule une partie de ce COD est dégradable. Une partie reste dans le système sous forme de COD non dégradable et

¹⁹ Règle empirique : la dénitrification se produit à partir d'une valeur <0.3 mg O₂/l.

Figure 6
Arbre de décision pour la réduction du carbone particulaire et dissous à l'intérieur des installations d'aquaculture et dans leur effluent.



peut être traitée par **ozonation** →⁶. Si le filtrat est soumis à un **traitement end-of-pipe** →^{5.2.1} il est possible d'améliorer la séparation des particules colloïdales par l'ajout de **coagulants et de floculants** →^{5.2.2}.

Une **ozonation** →⁶ est justifiée si l'on dispose d'une eau pratiquement sans matières en suspension. Le COD n'est pas entièrement oxydé par l'ozonation, mais sa dégradabilité est accrue de sorte à permettre une dégradation plus poussée dans le biofiltre. Des problèmes courants sont un trop faible dosage d'ozone, souvent lié à un temps de séjour hydraulique trop court (**Dosage ou temps de séjour [TSH] trop bas** →^{6.1}). Le résultat en est une concentration d'ozone trop faible dans le réacteur, de sorte que l'effet d'oxydation souhaité ne se produit pas. Qui plus est, il peut se produire que l'ozonation soit **mal intégrée au système** →^{6.2}. Si l'eau en entrée contient des substances organiques facilement dégradables, il reste trop peu d'ozone pour les substances cibles. L'ozonation doit toujours être appliquée à l'eau ayant la plus basse DBO₅.

Les **écumeurs de protéines** →⁷ conviennent à l'élimination de substances facilement et difficilement dégradables. Un problème typique est un **flux d'air trop faible** →^{7.1} et une quantité de mousse éliminée trop faible. L'apport d'**ozone aide à renforcer la coagulation** →^{7.2}.

En présence de COD facilement dégradable ($DCO \approx BSB_5 \rightarrow^{3.2}$), il faut tout d'abord trouver la source de ces substances dans les exploitations en circuit ouvert et en circuit fermé. Des sources typiques sont des **redissolutions à partir de sédiments du bassin piscicole** $\rightarrow^{4.1}$ et la minéralisation d'excréments qui demeurent dans le bassin piscicole en raison d'un temps de séjour hydraulique trop long. Des **aliments avec liant d'excréments** $\rightarrow^{4.2}$ augmentent la stabilité des aliments et réduisent la redissolution à partir des excréments et des restes d'aliments. Une augmentation du débit et du courant dans les bassins favorise l'**autoépuration** $\rightarrow^{4.3}$ et donc aussi la redissolution.

Si les sources ne peuvent pas être éliminées, le COD facilement dégradable peut être réduit par des étapes d'épuration biologique. Lors de la **dénitrification** $\rightarrow^8$, le COD peut remplacer une partie du carbone externe nécessaire. En cas de mauvais dosage, ce dernier peut aussi être à l'origine d'un COD accru dans le système $\rightarrow^{8.1}$ et doit être réduit en conséquence (**Réduire le dosage de la source de C** $\rightarrow^{8.2}$).

La dégradation la plus rapide a lieu dans les **étapes d'épuration biologique oxygène** $\rightarrow^9$. Elles peuvent se situer tant à l'intérieur de l'installation d'aquaculture qu'en aval de celle-ci. En font partie les filtres à boues activées, filtres à lit mobile, filtres à lit fixe, filtres à ruissellement, filtres sur membrane, bassins de décantation, stations d'épuration végétales, etc. Pour l'épuration en interne dans les exploitations en circuit fermé, une amélioration du rendement de dégradation est souvent obtenue par augmentation du brassage (**Augmenter Q_{BF}** $\rightarrow^{9.1}$). Dans les systèmes en aval, elle l'est par une augmentation du temps de séjour hydraulique (**Augmenter le temps de séjour [TSH]** $\rightarrow^{9.1}$), ce qui correspond à une réduction du débit entrant ou à une augmentation de la capacité de filtrage. Si de grandes quantités de boues s'accumulent dans le système (boues activées, biofilm), une réduction de l'âge des boues (**Réduire l'âge des boues** $\rightarrow^{9.2}$) permet aussi d'améliorer le rendement de dégradation, car les boues contiennent ainsi des micro-organismes plus jeunes et plus actifs. Toutefois, si l'âge des boues est trop réduit, des bactéries nitrifiantes peuvent être éliminées du système, car elles ont une croissance lente.

Si les eaux usées sont surtout chargées en carbone organique particulaire (**COP** $\rightarrow^{2.2}$), celui-ci peut être réduit sans modifications techniques, avec un **aliment mieux digestible** $\rightarrow^{2.2.1}$, à condition qu'il en existe un (ce qui n'est souvent pas le cas). Si cela n'amène pas d'amélioration, les mesures d'amélioration de la **séparation des matières en suspension** $\rightarrow^{2.2.2}$ sont recommandées. La **réduction de la quantité d'aliments** $\rightarrow^{10}$ n'est recommandée qu'en dernier recours et doit être évitée dans la mesure du possible, notamment quand la charge en COD provient de COD inerte qui ne provoque pas de consommation d'oxygène dans les cours d'eau et étendues d'eau.

5.4 MES

Dans les installations d'aquaculture, les substances non dissoutes (substances non dissoutes totales **MES** $\rightarrow^1$) parviennent dans le système par les excréments des poissons et les aliments non consommés. Une concentration de MES trop élevée dans l'effluent de l'exploitation peut provenir d'une absence de séparation des matières en suspension (**Pas de séparation des matières en suspension** $\rightarrow^{1.1}$). Ce problème peut être résolu en installant un tel système dans l'exploitation (**Implémenter une séparation des matières en suspension** $\rightarrow^{1.2}$).

La taille des particules est décisive pour la réduction de la concentration de MES dans les technologies utilisées dans les installations d'aquaculture. Plus la taille des particules est petite, plus les méthodes utilisées pour les éliminer sont exigeantes au niveau technique. Une **taille des particules trop faible pour la séparation** $\rightarrow^2$ peut être due à une **destruction des particules d'excréments par turbulences** $\rightarrow^2$. On peut y remédier en améliorant l'hydraulique de l'installation, en réduisant le temps de séjour hydraulique dans les bassins et en employant des aliments avec liant d'excréments (**Améliorer l'hydraulique, Réduire le temps de séjour hydraulique [TSH] dans les bassins, Liant d'excréments dans les aliments** $\rightarrow^{2.1.1}$). Les sources de courant possibles doivent être diminuées et un temps de séjour hydraulique réduit dans les bassins conduit à une amélioration de la séparation des MES, car celles-ci sont soumises moins longtemps à un processus de décomposition avant de pouvoir être éliminées par une séparation des matières en suspension.

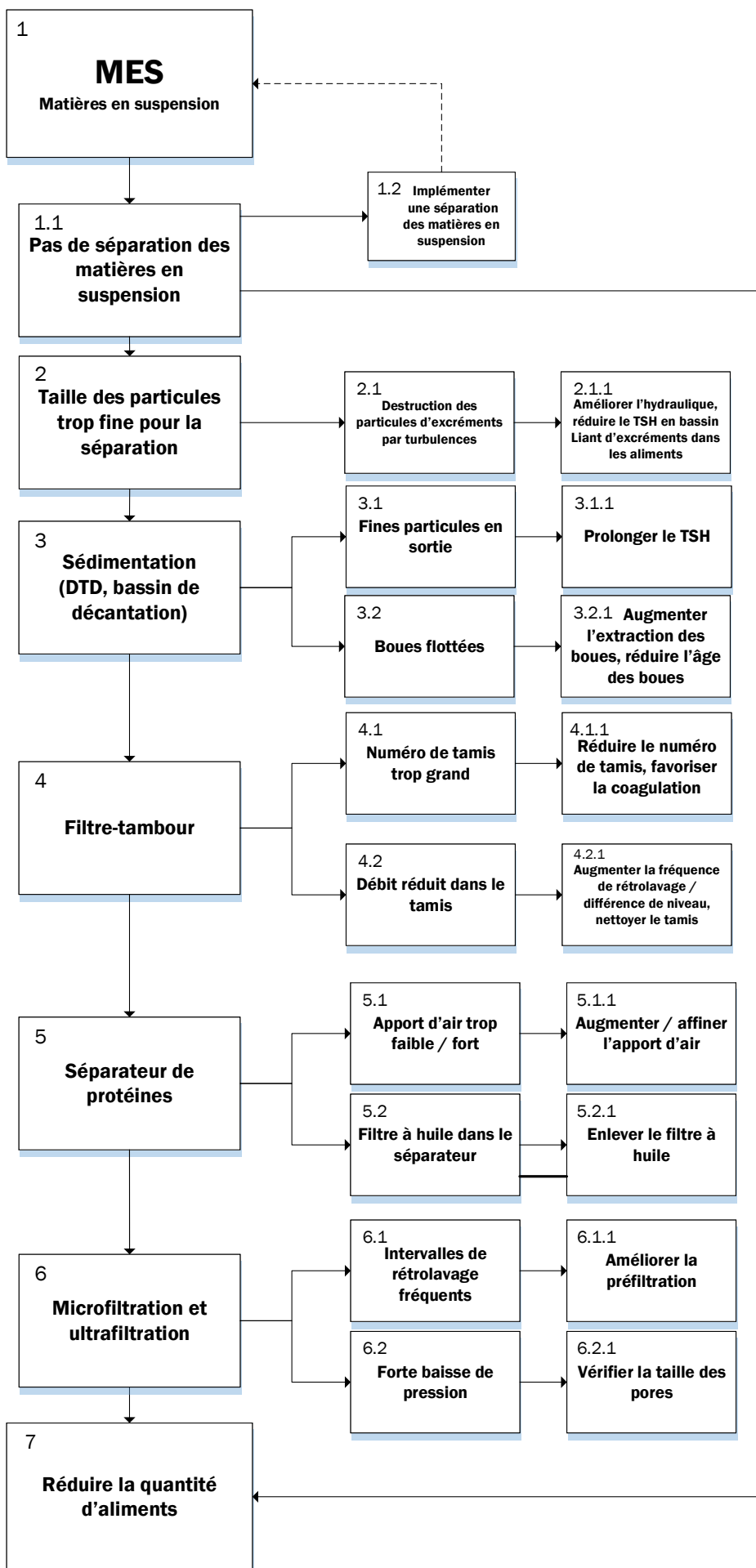


Figure 7

Arbre de décision pour la réduction des matières en suspension à l'intérieur des installations d'aquaculture et dans leur effluent.

Si une technologie de **sédimentation** ^{→3} est intégrée à l'exploitation concernée, on y rencontre généralement deux problèmes différents : une concentration élevée de fines particules en sortie (**Fines particules en sortie** ^{→3.1}) peut être améliorée par augmentation du temps de séjour hydraulique. Les particules à vitesse de sédimentation lente ont ainsi plus de temps pour se déposer. D'autre part, les **boues flottées** ^{→3.2} présentes qui ne sédimentent pas en raison d'une forte teneur en gaz peuvent être mieux éliminées par une augmentation de l'extraction des boues et une réduction du temps de séjour des matières en suspension (réduction de l'âge des boues) (**Augmenter l'extraction des boues, réduire l'âge des boues** ^{→3.2.1}).

Si un **filtre-tambour** ^{→4} est utilisé dans l'exploitation concernée pour l'élimination des MES, un numéro de tamis trop grand (**Numéro de tamis trop grand** ^{→4.1}) ne peut généralement éliminer qu'une quantité insuffisante de la fraction des petites particules. Une réduction du numéro de tamis ou un renforcement de la coagulation des particules par ozonation ou UV permet d'atteindre une meilleure séparation (**Réduire le numéro de tamis** ^{→4.1.1}). En cas de **débit réduit dans le tamis** ^{→4.2} le problème peut être résolu par nettoyage avec un détartrant ou un dégraissant. Une augmentation de la fréquence de rétro-lavage réduit le gâteau de filtre qui est alors plus facile à éliminer. De plus, il est possible d'augmenter la différence de niveau dans le filtre-tambour, de sorte que l'eau de recirculation entrante ou l'effluent sont pressés sur le tamis avec une pression plus élevée (**Augmenter la fréquence de rétrolavage, augmenter la différence de niveau ou nettoyer le tamis** ^{→4.2.1}).

Si une qualité d'eau supérieure est nécessaire ou si seulement très peu de changements d'eau sont possibles, un **séparateur de protéines** ^{→5} est nécessaire pour l'élimination des plus petites particules. L'apport d'air dans la chambre de réaction du séparateur de protéines joue un rôle de premier plan pour ses performances : des bulles d'air trop petites se dissolvent dans l'eau et ne conduisent pas à la formation de mousse souhaitée, alors que des bulles d'air trop grosses empêchent la formation de bulles, car la mousse ne peut pas se développer suffisamment en raison de l'effet mécanique des grosses bulles d'air (**Apport d'air trop faible ou trop fort** ^{→5.1}). Cela peut être amélioré en conséquence par augmentation ou affinement de l'apport d'air (**Augmenter ou affiner l'apport d'air** ^{→5.1.1}).

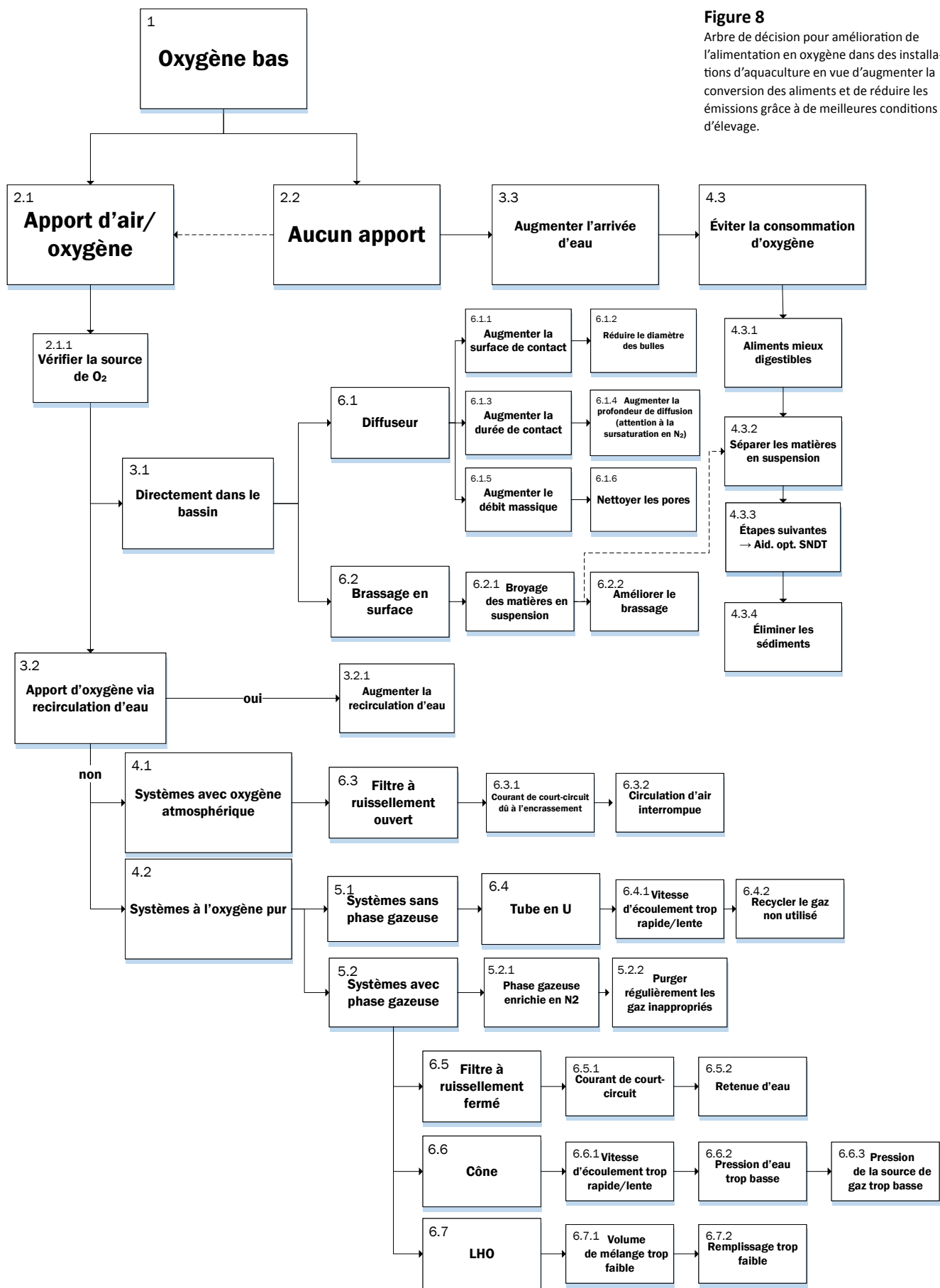
Une séparation plus poussée des matières en suspension peut être implémentée dans le système avec une microfiltration ou une ultrafiltration (**Micro- et ultrafiltration** ^{→6}). Ces deux systèmes de filtration peuvent exiger des **intervalles de rétrolavage fréquents** ^{→6.1}. Soit parce que les systèmes ne sont pas optimisés pour la taille des particules dans l'eau à traiter, soit en raison de l'arrivée de trop grosses particules qui bouchent rapidement le filtre. Une préfiltration améliorée ou adaptée permet d'optimiser la taille des particules en entrée du système concerné (**Améliorer la préfiltration** ^{→6.1.1}). Il en résulte le plus souvent une **forte baisse de pression** ^{→6.2}. C'est pourquoi il convient de vérifier que la taille des pores correspond à la spécification pour la taille des particules en entrée (**Vérifier la taille des pores** ^{→6.2.1}).

En dernier recours, il est possible de réduire la quantité d'aliments pour lutter contre une trop forte concentration de MES dans l'effluent afin de pouvoir respecter les valeurs prescrites pour les eaux usées (**Réduire la quantité d'aliments** ^{→7}).

5.5 Oxygène

L'oxygène ne constitue pas directement un paramètre des eaux usées, toutefois, le maintien d'une bonne qualité de l'eau est la base pour une bonne conversion des aliments, ce qui réduit déjà à sa source la pollution de l'eau (voir Aliments). C'est pourquoi cette aide à l'optimisation se concentre sur les causes courantes des faibles concentrations d'oxygène et propose des solutions aux problèmes.

On distingue tout d'abord les systèmes avec **apport d'air ou d'oxygène** ^{→2.1}, qui correspondent aux degrés d'intensité 2, 3 et 4, et les systèmes **sans apport d'air ou d'oxygène** ^{→2.2} (degré d'intensité 1). Dans ces derniers, la totalité de l'apport d'oxygène se fait par l'arrivée d'eau. La première mesure à examiner est une **augmentation de l'arrivée d'eau** ^{→3.3}. Ensuite, il est possible de réduire la **consommation d'oxygène dans le bassin piscicole** ^{→4.3} pour cela, on peut utiliser des **aliments mieux digestibles** ^{→4.3.1}, **séparer les**



matières en suspension →4.3.2 et **éliminer régulièrement les sédiments** →4.3.4. De nombreuses solutions issues de l'**Aide à l'optimisation pour les MES** →4.3.3 sont à disposition à cette fin.

Dans les systèmes avec **apport d'air ou d'oxygène** →2.1, il faut commencer par vérifier la source d'oxygène et la conduite d'alimentation. En cas de production d'oxygène à partir de l'air par des concentrateurs d'oxygène, leur rendement diminue avec le temps et il faut effectuer une maintenance régulière des appareils. L'apport d'oxygène non pur sous pression (p. ex. cône) peut mener à des sursaturations de gaz inappropriés (N₂).

L'apport d'air ou d'oxygène **directement dans le bassin piscicole avec des diffuseurs** →6.1 constitue l'un des modes les plus inefficaces d'apport. Un apport de gaz dans le bassin génère aussi des turbulences, ce qui altère la séparation des matières en suspension du bassin. Si ce procédé est quand même utilisé, une **augmentation de la surface de contact** →6.1.1 par **réduction de la taille des bulles** →6.1.2 peut augmenter l'efficacité de l'apport d'oxygène. Cela nécessite toutefois une plus haute pression du gaz ou une plus grande surface de diffusion. En outre, une **augmentation de la profondeur de diffusion** →6.1.3 permet de **prolonger la durée de contact** →6.1.4; il en est de même avec un flux d'eau descendant dans l'enceinte de contact. Une dernière mesure est d'augmenter aussi l'apport par un **débit massique plus élevé** →6.1.5 (plus d'oxygène). Il faut alors éviter que les fines bulles fusionnent trop vite en bulles plus grosses en raison du grand débit de gaz et des plus fortes turbulences. Pour des raisons d'efficacité, il convient de ne pas dépasser les débits recommandés des diffuseurs et de **nettoyer les pores régulièrement** →6.1.6.

Lors de l'utilisation d'**appareils d'aération en surface d'un bassin ou étang à poisson** →6.2, p. ex. roues hydrauliques (paddle wheels), aérateurs en forme de champignon et tubes de Venturi, il faut tenir compte du fait que ceux-ci **broient mécaniquement les excréments de poisson et les restes d'aliments** →6.2.1 et causent ainsi une consommation d'oxygène supplémentaire. De même, le **courant** →6.2.2 qu'ils engendrent devrait être utilisé pour favoriser la séparation des matières en suspension et non pas pour la gêner.

Une autre possibilité très répandue d'apport d'oxygène est de l'injecter dans un circuit dans la **recirculation d'eau** →3.2 qui fonctionne soit avec l'**oxygène atmosphérique** →4.1, soit avec de l'**oxygène pur** →4.2. Un problème fréquent en cas d'insuffisance d'oxygène est que la saturation en oxygène à la sortie de l'unité est certes élevée, mais que la **recirculation d'eau** →3.2.1 est trop faible. Il en résulte qu'un débit massique d'oxygène trop faible parvient aux bassins piscicoles. Les raisons peuvent en être une mauvaise planification des systèmes de conduites et des niveaux hydrauliques qui rendent impossible la recirculation d'eau nécessaire. Une adaptation peut être plus ou moins coûteuse selon le système. Des erreurs de niveau se trouvent souvent du côté du flux d'eau transporté par gravité (entre bassins piscicoles et filtration).

Les **filtres à ruissellement ouverts** →6.3 peuvent être exploités à l'oxygène atmosphérique. Ils perdent nettement leur efficacité en cas de formation de **courants de court-circuit dus à un encrassement** →6.3.1 et d'une **circulation d'air réduite** →6.3.2. Il est par conséquent très important de contrôler régulièrement l'encrassement de ces filtres, qui servent aussi au dégazage, et de les nettoyer si nécessaire.

L'objectif des systèmes d'apport d'oxygène pur par brassage est toujours une saturation en oxygène nettement supérieure à 100% dans l'arrivée d'eau du bassin piscicole. Les **systèmes sans phase gazeuse** →5.1, c'est-à-dire sans chambre contenant une grande partie de l'oxygène, fonctionnent comme le **tube en U** →6.4 et combinent une augmentation de pression avec une durée de contact aussi longue que possible entre les bulles d'oxygène et l'eau. La durée de contact des bulles d'oxygène augmente si elles sont portées lentement avec le flux d'eau et ne peuvent pas dégazer. Si la **vitesse d'écoulement est trop lente ou trop rapide** →6.4.1, la durée de contact raccourcit et l'efficacité de l'apport diminue. Qui plus est, il convient de **recycler le gaz non utilisé** →6.4.2 pour augmenter l'apport.

Un problème général des **systèmes fermés avec phase gazeuse** →5.2 est l'utilisation d'oxygène contaminé par de l'azote. L'oxygène qui a une meilleure solubilité s'enrichit dans l'eau, de sorte que l'azote reste dans la phase gazeuse et **s'enrichit** →5.2.1 fortement. Si la pression est élevée, cela peut conduire à une sursaturation de l'eau en azote. Il est donc recommandé de procéder à une **purge quotidienne du volume de gaz** →5.2.2.

Dans les **filtres à ruissellement fermés** ^{→6.5}, dans lesquels règne une atmosphère d'oxygène, des **courants de court-circuit** ^{→6.5.1} et des **retenues d'eau involontaires** ^{→6.5.2} peuvent réduire nettement la surface et la durée de contact de l'eau avec l'oxygène en phase gazeuse et donc l'enrichissement en oxygène. Cela peut être prévenu par un nettoyage régulier du milieu filtrant.

Dans le **cône à oxygène** ^{→6.6} une **mauvaise vitesse d'écoulement** ^{→6.6.2} a pour résultat que les bulles d'oxygène sont soit entraînées avec le courant, soit s'accumulent dans la partie supérieure du cône. Les performances du cône en sont fortement réduites. En outre, une **pression trop basse** ^{→6.6.2} dans le cône mène à un enrichissement réduit. Si la planification est incorrecte, la **pression de la source d'oxygène est trop basse** ^{→6.6.3} (p. ex. avec un concentrateur d'oxygène médical). Dans ce cas, l'apport peut être réalisé en utilisant un tube de Venturi dont la dépression peut compenser la différence de pression.

Avec les **LHO** ^{→6.7}, des erreurs courantes sont une **phase gazeuse trop faible ou trop grande** ^{→6.7.1} en dessous de la plaque à buses. De bonnes valeurs sont souvent obtenues entre 10 et 20 cm et nécessitent un **remplissage suffisant du low head oxygenator** ^{→6.7.2}. Il est alors décisif que ce remplissage soit dû à l'obturation partielle de la plaque à buses et non à la fermeture partielle d'une vanne dans l'arrivée d'eau du bassin.

LISTES

Bibliographie

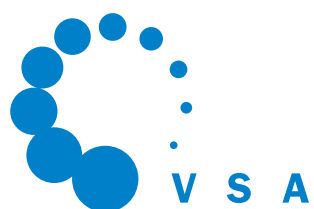
- [1] van Rijn J. (1995) : The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture – A review. *Aquaculture* 139:181–201.
- [2] Cripps S.J., Bergheim A. (2000) : Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* 22:33–56.
- [3] von Ahnen M., Pedersen L.-F., Pedersen P.B., Dalsgaard J. (2015) : Degradation of urea, ammonia and nitrite in moving bed biofilters operated at different feed loadings. *Aquacultural Engineering* 69:50–59. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.10.004>
- [4] Ebeling J.M., Timmons M.B., Bisogni J.J. (2006) : Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia–nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture* 257:346–358. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.019>
- [5] Colt J. (2006) : Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering* 34:143–156. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>
- [6] Timmons M.B., Ebeling J.M. (2010) : *Recirculating aquaculture*, 2nd ed. Cayuga Aqua Ventures.
- [7] Zhu S., Chen S. (2001) : Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering* 25:1–11. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(01\)00071-1](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(01)00071-1)
- [8] Guerdat T.C., Losordo T.M., Classen J.J., et al. (2011) : Evaluating the effects of organic carbon on biological filtration performance in a large-scale recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 44:10–18. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.10.002>
- [9] Ling J., Chen S. (2005) : Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering* 33:150–162. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.12.002>
- [10] Kamstra A., Blom E., Terjesen B.F. (2017) : Mixing and scale affect moving bed biofilm reactor (MBBR) performance. *Aquacultural Engineering* 78:9–17. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.04.004>
- [11] Malone R.F., Pfeiffer T.J. (2006) : Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 34:389–402. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.007>
- [12] Rusten B., Eikebrokk B., Ulgenes Y., Lygren E. (2006) : Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* 34:322–331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>
- [13] Summerfelt S.T., Zühlke A., Kolarevic J., et al. (2015) : Effects of alkalinity on ammonia removal, carbon dioxide stripping, and system pH in semi-commercial scale water recirculating aquaculture systems operated with moving bed bioreactors. *Aquacultural Engineering* 65:46–54. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.11.002>
- [14] Eding E.H., Kamstra A., Verreth J.A.J., et al. (2006) : Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture : A review. *Aquacultural Engineering* 34:234–260. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.007>
- [15] van Rijn J., Tal Y., Schreier H.J. (2006) : Denitrification in recirculating systems : Theory and applications. *Aquacultural Engineering* 34:364–376.
- [16] Müller-Belecke A., Zienert S., Thürmer C., et al. (2013) : The « self cleaning inherent gas denitrification-reactor » for nitrate elimination in RAS for pike perch (*Sander lucioperca*) production. *Aquacultural Engineering* 57:18–23.
- [17] Bhuvanesh S., Maneesh N., Sreekrishnan T.R. (2013) : Start-up and performance of a hybrid anoxic reactor for biological denitrification. *Bioresource Technology* 129:78–84.

- [18] Tsukuda S., Christianson L., Kolb A., et al. (2015) : Heterotrophic denitrification of aquaculture effluent using fluidized sand biofilters. *Aquacultural Engineering* 64:49–59.
- [19] Zhu S.-M., Deng Y.-L., Ruan Y.-J., et al. (2015) : Biological denitrification using poly (butylene succinate) as carbon source and biofilm carrier for recirculating aquaculture system effluent treatment. *Bioresource technology* 192:603–610.
- [20] van der Hoek J.P., Latour P.J.M., Klapwijk A. (1987) : Denitrification with methanol in the presence of high salt concentrations and at high pH levels. *Appl Microbiol Biotechnol* 27:199–205. <https://doi.org/10.1007/BF00251945>
- [21] Labbé N., Parent S., Villemur R. (2003) : Addition of trace metals increases denitrification rate in closed marine systems. *Water Research* 37:914–920.
- [22] Suhr K.I., Pedersen A. (2013) : End-of-pipe denitrification using RAS effluent waste streams : Effect of C/N-ratio and hydraulic retention time. *Aquacultural Engineering* 53:57–64.
- [23] Suhr K.I., Pedersen L.F., Nielsen J.L. (2014) : End-of-pipe single-sludge denitrification in pilot-scale recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 62:28–35.
- [24] Suhr K.I., Letelier-Gordo C.O., Lund I. (2015) : Anaerobic digestion of solid waste in RAS : effect of reactor type on the biochemical acidogenic potential (BAP) and assessment of the biochemical methane potential (BMP) by a batch assay. *Aquacultural Engineering* 65:65–71.
- [25] Regazzoni L. (2019) : Denitrification using anaerobic liquid fish faeces digestion. Master Thesis, Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW)
- [26] Yatong X. (1996) : Volatile fatty acids carbon source for biological denitrification. *Journal of Environmental Sciences* 8:257–268.
- [27] Letelier-Gordo C.O., Larsen B.K., Dalsgaard J., Pedersen P.B. (2017) : The composition of readily available carbon sources produced by fermentation of fish faeces is affected by dietary protein :energy ratios. *Aquacultural Engineering* 77:27–32.
- [28] Letelier-Gordo C.O., Dalsgaard J., Suhr K.I., et al. (2015) : Reducing the dietary protein : energy (P:E) ratio changes solubilization and fermentation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) faeces. *Aquacultural Engineering* 66:22–29.
- [29] Conroy J., Couturier M. (2010) : Dissolution of minerals during hydrolysis of fish waste solids. *Aquaculture* 298:220–225.
- [30] Klas S., Mozes N., Lahav O. (2006) : Development of a single-sludge denitrification method for nitrate removal from RAS effluents : Lab-scale results vs. model prediction. *Aquaculture* 259:342–353.
- [31] Klas S., Mozes N., Lahav O. (2006) : A conceptual, stoichiometry-based model for single-sludge denitrification in recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 259:328–341.
- [32] de-Bashan L.E., Bashan Y. (2004) : Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water Research* 38:4222–4246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.014>
- [33] Johnson W., Chen S. (2006) : Performance evaluation of radial/vertical flow clarification applied to recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 34:47–55. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.05.001>
- [34] Davidson J., Summerfelt S.T. (2005) : Solids removal from a coldwater recirculating system – comparison of a swirl separator and a radial-flow settler. *Aquacultural Engineering* 33:47–61. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.11.002>
- [35] Dolan E., Murphy N., O’Hehir M. (2013) : Factors influencing optimal micro-screen drum filter selection for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 56:42–50. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2013.04.005>
- [36] Losordo T.M., Masser M.P., Rakocy J.E. (1999) : Recirculating aquaculture tank production systems : a review of component options. Southern Regional Aquaculture Center Publication

- [37] Summerfelt S., Bebak J., Tsukuda S. (2001) : Controlled Systems : Water Reuse and Recirculation. In Second Edition of Fish Hatchery Management. pp 285–395.
- [38] Chen S., Timmons M.B., Bisogni J.J.J., Aneshansley D.J. (1993) : Suspended-Solids Removal by Foam Fractionation. *The Progressive Fish-Culturist* 55:69–75.
- [39] Chen S., Timmons M.B., Bisogni J.J., Aneshansley D.J. (1994) : Modeling surfactant removal in foam fractionation : II — Experimental investigations. *Aquacultural Engineering* 13:183–200. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(94\)90002-7](https://doi.org/10.1016/0144-8609(94)90002-7)
- [40] Tal Y., Schreier H.J., Sowers K.R., et al. (2009) : Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture* 286:28–35. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.08.043>
- [41] Sharrer M., Rishel K., Taylor A., et al. (2010) : The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresource Technology* 101:6630–6641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.101>
- [42] Ebeling J.M., Welsh C.F., Rishel K.L. (2006) : Performance evaluation of an inclined belt filter using coagulation/flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from microscreen backwash effluent. *Aquacultural Engineering* 35:61–77. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.006>
- [43] Wakeman R.J. (2007) : Separation technologies for sludge dewatering. *Journal of Hazardous Materials* 144:614–619. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.084>
- [44] Pfeiffer T.J., Wills P.S. (2011) : Evaluation of three types of structured floating plastic media in moving bed biofilters for total ammonia nitrogen removal in a low salinity hatchery recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 45:51–59. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.06.003>
- [45] Gerardi M.H. (2003) : Nitrification and denitrification in the activated sludge process. John Wiley & Sons.
- [46] Lekang O.-I., Kleppe H. (2000) : Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering* 21:181–199. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00032-1](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00032-1)
- [47] Kamstra A., van der Heul J.W., Nijhof M. (1998) : Performance and optimisation of trickling filters on eel farms. *Aquacultural Engineering* 17:175–192. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(98\)00014-4](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(98)00014-4)
- [48] Geller G., Höner G. (2003) : *Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen : Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb*. Springer-Verlag.
- [49] Regazzoni L. (2017) : Phosphatausfällung mit Calciumhydroxid in Fischzucht-Abwasser. Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW).
- [50] Boyd C.E. (1998) : Pond water aeration systems. *Aquacultural Engineering* 18:9–40.
- [51] Ahmad T., Boyd C.E. (1988) : Design and performance of paddle wheel aerators. *Aquacultural Engineering* 7:39–62. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(88\)90037-4](https://doi.org/10.1016/0144-8609(88)90037-4)
- [52] Wedemeyer G. (1996) : *Physiology of Fish in Intensive Culture Systems*. Springer US.
- [53] VSA Association Suisse des professionnels de la protection des eaux (2022) : Guide Installations d'aquaculture, partie 1 : Exigences relatives à l'évacuation des effluents, la surveillance et la valorisation des boues

Abréviations

Ammonium	L'ammonium dissous provient du métabolisme des poissons. Présent en teneurs variables des formes NH_4^+ et NH_3 selon le pH. Fortement toxique pour les poissons déjà en faible concentration.
COD	Carbone organique dissous (COD) ; il se rapporte à la quantité de carbone organique dissous ($< 0.45 \mu\text{m}$).
COP	Carbone organique particulaire (COP) ; il se rapporte à la quantité de carbone organique particulaire ($< 0.45 \mu\text{m}$) ; correspond approximativement à la partie organique des MES.
COT	Carbone organique total (COT), un paramètre global : correspond à la quantité de carbone organique présent dans les eaux usées. $\text{COT} = \text{COD} + \text{COP}$
DBO	Demande biologique en oxygène : oxygène nécessaire (sous forme O_2) pour les composants des eaux usées dégradables par voie microbienne. Donne une information indirecte sur la charge en composés organiques facilement dégradables qui peuvent p. ex. conduire à une consommation d'oxygène en cas de déversement dans un cours d'eau.
DCO_{dis}	Demande chimique en oxygène (dissous) : relative uniquement à la demande chimique en oxygène causée par les substances organiques dissoutes.
DCO_{part}	Demande chimique en oxygène (particulaire) : relative uniquement à la demande chimique en oxygène causée par les substances organiques particulaires.
DCO_{tot}	Demande chimique en oxygène (totale), quantité d'oxygène (sous forme O_2) nécessaire pour pouvoir oxyder en CO_2 et H_2O la totalité des substances organiques présentes. $\text{DCO}_{\text{tot}} = \text{DCO}_{\text{dis}} + \text{DCO}_{\text{part}}$
MES	Matières en suspension : substances non dissoutes, c'est-à-dire présentes sous forme particulaire dans l'eau de la pisciculture et qui, pour leur détermination dans la pratique, sont séparées de l'eau par filtrage ($0.45 \mu\text{m}$) puis séchées. Correspond à la matière sèche (résidu après concentration par évaporation d'un échantillon) diminuée des substances dissoutes dans l'eau (p. ex. sels)
NT_{diss}	Azote total dissous : paramètre global pour tous les composés azotés dissous présents dans les eaux usées. Dans l'aquaculture, il s'agit surtout d'ammonium, de nitrite et de nitrate. $\text{NT}_{\text{dis}} = \text{ammonium} + \text{nitrite} + \text{nitrate}$
Nitrate	Le nitrate (NO_3^-) est le produit final de la nitrification ; il s'enrichit typiquement dans les exploitations en circuit fermé. Il est en général évacué dans l'effluent.
Nitrite	Le nitrite (NO_2^-) est un intermédiaire de la nitrification dans le biofiltre ; il peut aussi se présenter plus fréquemment dans les installations avec dénitrification incomplète. Fortement toxique pour les poissons déjà en faible concentration.
NT_{part}	Azote total particulaire : correspondant à la quantité d'azote présent sous forme particulaire (p. ex. dans des protéines).
NT	Azote total, paramètre global pour tous les composés azotés présents dans les eaux usées. $\text{NT} = \text{NT}_{\text{diss}} + \text{NT}_{\text{part}}$
P_{diss}	Phosphore dissous : quantité de phosphore présente sous forme dissoute dans les eaux usées (p. ex. comme phosphate PO_4^{3-}).
P_{part}	Phosphore particulaire : quantité de phosphore présente sous forme particulaire dans les eaux usées (le plus souvent phosphore lié dans des substances organiques ou produits de précipitation).
P_{tot}	Phosphore total : quantité totale de phosphore (sous forme indéterminée) présent dans les eaux usées. $\text{P}_{\text{tot}} = \text{P}_{\text{diss}} + \text{P}_{\text{part}}$



Association suisse des professionnels
de la protection des eaux (VSA)
Europastrasse 3
Case postale, 8152 Glattbrugg
sekretariat@vsa.ch
www.vsa.ch
Tel. 043 343 70 70