



HAL
open science

Optimisation de deux systèmes de production piscicole

Emmanuelle Roque d'Orbcastel

► **To cite this version:**

Emmanuelle Roque d'Orbcastel. Optimisation de deux systèmes de production piscicole : biotransformation des nutriments et gestion des rejets. Sciences agricoles. Institut National Polytechnique (Toulouse), 2008. Français. NNT : 2008INPT008A . tel-04529190

HAL Id: tel-04529190

<https://hal.science/tel-04529190>

Submitted on 2 Apr 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

N° d'ordre :

Présentée pour obtenir

**LE TITRE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE
DE TOULOUSE**

École doctorale : "Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques & Bioingénieries"

Spécialité : Sciences agronomiques et écosystèmes

Par M^{elle} Emmanuelle Roque d'Orbcastel

Titre de la thèse **Optimisation de deux systèmes de production piscicole :
biotransformation des nutriments et gestion des rejets**

Soutenue le 17 mars 2008 devant le jury composé de :

M.	Benoît Fauconneau, Directeur de Recherches à l'INRA, Bordeaux	Président et Rapporteur
M.	Alain Belaud, Professeur à l'ENSAT, Toulouse	Directeur de thèse
M.	Jean-Paul Blancheton, Chercheur à l'IFREMER, Palavas-les-Flots	Co-directeur de thèse
M.	Puy Lim, Professeur à l'ENSAT, Ecolab, Toulouse	Co-directeur de thèse
M.	Raul H. Piedrahita, Professeur à l'Université de Californie, Davis	Rapporteur
Mme	Jane Claricoates, Docteur à l'Université du Pays de Galles, Swansea	Membre du jury

Laboratoire IFREMER d'aquaculture en Languedoc-Roussillon, Palavas-les-Flots (34)

Laboratoire EcoLab UMR 5245 CNRS, Université Paul Sabatier -Toulouse III et INP-Toulouse (31)

Doctorat de type 5, Domaine Aquaculture

Indications bibliographiques : 1 volume, 144 pages, 292 références bibliographiques



Résumé

La durabilité des élevages piscicoles est aujourd'hui confrontée à une contrainte réglementaire de protection de l'environnement et à un contexte socio-économique de limitations des consommations en eau et en énergie. L'objectif de ce travail était l'étude des biotransformations et de la gestion des rejets d'une salmoniculture (Charles Murgat S.A.S, Isère, France). Ces connaissances sont nécessaires aux professionnels de la filière pour construire les outils de contrôle et de traitement qui permettront d'assurer le respect des normes de rejet en cours de renforcement (Loi sur l'eau, DCE). La méthode nutritionnelle établit un lien direct entre l'aliment distribué et le flux de rejets. Elle est préférable à la méthode hydrobiologique qui nécessite des mesures de débits (très imprécises) et de concentrations (coûteuses et contraignantes). Des facteurs d'ajustement ont été établis au cours de ce travail. Les rejets solides peuvent être traités et concentrés avant d'être valorisés par épandage agricole. Le système de traitement par filtrations (mécanique et biologique) et décantations a permis de réduire de moitié la quantité de particules émises dans le milieu et d'améliorer la qualité biologique et physicochimique de la rivière réceptrice. Les rendements d'abattement des MES et de la DBO₅ des deux types de marais construits (horizontal et vertical) sont de 41-44 g.m⁻².j⁻¹ et 13 g.m⁻².j⁻¹ respectivement. Les marais étant tout deux en conditions hypoxiques, la nitrification n'y a été que partielle. Des investigations complémentaires sont à mener sur la stabilité spatio-temporelle de ces marais et sur le traitement des éléments dissous des eaux d'élevage, en vue du respect des normes et/ou d'une réutilisation de l'eau d'élevage. La faisabilité de l'élevage de truites en circuit recirculé a été démontrée. Les performances et les conditions de bien être des poissons ont été similaires à celles d'un système d'élevage en circuit ouvert. Le circuit recirculé permet de réduire les besoins en eau par un facteur 6 à 20, de réduire l'espace occupé (libérant ainsi un espace pour le traitement des rejets), de faciliter le traitement des eaux (débit moindre et effluents plus concentrés). Le bilan environnemental global de ce système, réalisé par ACV, est plus avantageux que celui du système d'élevage en circuit ouvert, excepté pour l'utilisation d'énergie. Néanmoins, les améliorations qui peuvent être apportées aux systèmes de traitement de l'eau et des gaz dissous, devraient permettre de ramener la consommation énergétique du système d'élevage en circuit recirculé, actuellement similaire à celle des poissons chalutés (16 kWh par kg de poisson produit) à un niveau proche (voire inférieur) à celui du circuit ouvert (10-12 kWh par kg de poisson produit).

MOTS CLES : Pisciculture, salmonidés, biotransformations, recirculation, bien-être, analyse du cycle de vie, rejets, traitement de l'eau

Titre de la these en anglais : Optimization of two fish culture systems: nutrient biotransformation and waste management.

Abstract

Sustainability of fish aquaculture is currently subjected to environmental protection enhancement and to increasing restrictions of water and energy availability. The aim of this work was to study the biotransformations and waste management in a salmonid french farm (Charles Murgat S.A.S, Isère). Quantification of the wastes is necessary for the farmers and administrations to define control tools and treatment systems in view of water legislation respect (French water law, EC Water Framework Directive). The nutritional method gives a direct relation between feed and effluent fluxes. This method is easier to use than the hydrobiological method, which requires precise flow rate and concentration measurements (difficult and expensive). Solid waste treatment and valorisation (land deposit) are possible. The effluent treatment system (mechanical and biological filtrations and decantations) removed more than half of the solid waste from the rearing water. After one year, the biological and physico-chemical qualities of the recipient river were improved. In the constructed wetlands (horizontal and vertical), the removal rates of suspended solids and biological oxygen demand of the supernatant were $41-44 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ and $13 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ respectively. With hypoxic conditions in both types of constructed wetlands, the nitrification was only partial. Further experiments on the treatment of supernatants and filtrated waste water by constructed wetlands are necessary in order to meet the effluent standards and/or to reuse the treated waste water. The possibility of trout rearing in a recirculating system was demonstrated. Fish performance and welfare were similar to those of the flow through system of the farm. With the recirculating system, the water consumption was reduced by 6 to 20 times, the rearing tank surface was also reduced, releasing some space for the treatment systems and the water treatment became easier (lower waste flow rate and higher effluent concentration). Life Cycle Assessment (LCA) demonstrated that the recirculating system has a lower environmental impact than the flow through system, except for energy use. Nevertheless, improvements of water and dissolved gas treatment systems could reduce the energy consumption of recirculating systems (16 kWh per kg of fish produced), which is similar to the quantity of energy consumed per kg fish trawled. It could reach in a near future the same (or lower) level of energy consumption as the flow through system (10-12 kWh per kg of fish produced).

Avant propos

Les expérimentations menées dans le cadre de cette thèse se sont déroulées sur le site de la pisciculture Charles MURGAT (Beaurepaire, Isère). L'encadrement de la thèse a été effectué par Jean Paul Blancheton (Ifremer) et Alain Belaud (ENSAT), le financement a été obtenu dans le cadre du projet Européen Aquaetreat et du projet régional Pilote Agence de l'eau RMC cofinancé par la pisciculture Charles Murgat.

La thèse résulte d'un travail collectif, aussi je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont aidée durant ces trois années. Tout d'abord, je tiens à remercier Jean-Paul Blancheton ; tu m'as donné les moyens de faire cette thèse, tu me soutiens et me fais confiance depuis plusieurs années. Merci pour tout ce que tu m'apportes, tant au niveau professionnel qu'au niveau personnel. J'espère que l'on continuera longtemps à travailler ensemble.

Je remercie chaleureusement Laurent et Vincent Murgat ; vous m'avez intégrée dans votre entreprise, fait partager votre expérience avec beaucoup de sympathie et fourni toutes les informations nécessaires pour la thèse. Ce travail a été possible grâce au soutien permanent sur la pisciculture de Franck Delamare et Thomas Garsi pour la partie élevage, Ludovic Guillon et Patrick Goubet pour la partie maintenance ; le travail à vos côtés a été enrichissant, votre gentillesse et votre compétence m'ont beaucoup aidée. Un grand merci bien sûr au reste de l'équipe Murgat, j'ai partagé d'excellents moments avec vous tous.

Je tiens également à remercier Alain Belaud, qui a co-encadré cette thèse ; ta présence au moment de la rédaction a été un soutien important, qui m'a permis d'avancer plus rapidement. Merci également à Puy Lim pour les conseils que tu m'as apportés lors des comités de thèse. Le travail de terrain et de rédaction de la publication sur le bien être a été réalisé avec Jeanine Person-Le-Ruyet, que je remercie pour son précieux soutien, sans oublier Nicolas le Bayon qui est venu me transmettre son savoir sur la méthode dans des conditions de terrain finalement beaucoup plus extrêmes que les conditions bretonnes...

Bien sûr, je remercie sincèrement tous mes collègues de l'Ifremer de Palavas ; je ne peux pas tous vous citer... alors je remercie tout particulièrement les copains, Aurélie, Cyrille, Julie, Benoist, Laure et Seb pour m'avoir si gentiment « supportée ».

Enfin, je remercie mes coachs personnels, toujours présents : Greg, mes parents, Didi & Hervé, mon 'Tryo' infernal (Clem, Angèle et Loulou), mon 2^{ème} trio infernal (Linou, Pelo, Pau), Marimag et les Gars du Nord.

« *Tout ce qui se conçoit bien, existe* » (Le Concombre Masqué) , CQFD.

Sommaire

Introduction générale.....	6
Bases conceptuelles et bibliographiques.....	14
I- Caractérisation, quantification et traitement des effluents piscicoles	
1. Caractérisation des rejets des élevages piscicoles.....	14
1.1 Rejets directs des poissons.....	14
1.1.1. Refus alimentaire.....	14
1.1.2. Digestibilité de l'aliment et rejets solides.....	15
1.1.3. Rejets métaboliques des poissons.....	17
1.2 Rejets liés aux systèmes d'élevage.....	20
2. Méthodes d'évaluation des rejets des élevages piscicoles.....	22
3. Réduction et traitement des effluents piscicoles.....	25
3.1 La réduction des rejets au niveau du poisson et de l'élevage.....	25
3.2 Le traitement des rejets solides des piscicultures.....	26
3.2.1 Généralités sur les systèmes de traitements.....	26
3.2.2 Traitement des rejets solides par filtration.....	27
3.2.3. Traitement des rejets solides par décantation.....	28
3.3 Traitement des rejets par marais construit.....	30
3.3.1. Principe général.....	30
3.3.2. Différents types de marais construits.....	31
3.3.3. Efficacité du traitement des effluents par les marais construits.....	33
II- Système d'élevage de la truite en circuit recirculé	
1- Principe du système d'élevage en circuit recirculé.....	36
2- Le système d'élevage en circuit recirculé appliqué à l'élevage de truites.....	37
2.1 Le système d'élevage en circuit recirculé danois.....	38
2.2 Le bien être des poissons en élevage.....	39
III- Vers une aquaculture durable : comparaison de deux systèmes d'élevage piscicole par ACV	
Chapitre 1 – Caractérisation des rejets d'une ferme piscicole.....	43
1. Matériel et méthodes.....	43
1.1 Description du site d'étude.....	43
1.2 Les méthodes d'évaluation des rejets.....	45
1.2.1 La méthode hydrobiologique.....	45
1.2.2. La méthode nutritionnelle.....	47
1.3 Analyse statistique des résultats.....	47
2. Résultats.....	47
3. Discussion.....	52
Chapitre 2 – Le traitement des rejets d'une pisciculture en circuit ouvert.....	58
1. Matériel et méthodes.....	58
1.1 Description du système de traitement des rejets solides.....	58
1.1.1. Les systèmes de filtration et de décantation.....	59
1.1.2. Les marais construits.....	60
1.2 Protocoles expérimentaux.....	62
1.2.1. Efficacité des systèmes de filtration et décantations I et II.....	62
1.2.2. Efficacité du système de traitement par les marais construits.....	63
1.2.3. Contrôle physicochimique des rejets et suivi biologique du milieu récepteur.....	63
2. Résultats.....	64
2.1. Caractérisation des effluents du système de traitement des rejets solides.....	64
2.2. Bilans et efficacité du système de traitement des rejets solides.....	65

2.3. Efficacité des marais construits expérimentaux	66
2.3.1. Rendements des marais construits horizontal et vertical	66
2.3.2. Variabilité temporelle des rendements des marais construits	68
2.4 Contrôle physicochimique des eaux avant rejet et qualité biologique de la rivière	71
2.5. Bilan sur l'ensemble du système de traitement des rejets solides	72
3. Discussion	73
Chapitre 3 – Système d'élevage de truites en circuit recirculé	78
1. Matériel et méthodes	78
1.1. Séries d'élevages	78
1.1.1 Fonctionnement physico-chimique et biologique d'un système d'élevage en circuit recirculé à la densité d'élevage habituelle et maintenue constante	78
1.1.2 Capacité d'accueil maximale du système d'élevage en circuit recirculé et bien être des poissons	79
1.2 Le système d'élevage expérimental	80
1.2.1. Le système d'élevage en circuit recirculé (SR) (annexe 4)	80
1.2.2. Le système d'élevage de référence en circuit ouvert (SO)	81
1.3. Points de mesures et caractéristiques	81
1.3.1. Qualité de l'eau d'élevage	81
1.3.2. Croissance et mortalité des poissons	83
1.3.2. Bien être des poissons	84
1.3.4. Analyse statistique	86
2. Résultats	86
2.1. Fonctionnement du système d'élevage en circuit recirculé, performance des poissons	86
2.1.1. Qualité de l'eau entrante et écoulements	86
2.1.2. Qualité de l'eau dans les bassins d'élevage	87
2.1.3. Efficacité du système de traitement de l'eau du SR	88
2.1.4. Evaluation des rejets du SR et comparaison avec le SO	90
2.1.5. Performances des poissons	91
2.2 Capacité d'accueil maximale du système d'élevage en circuit recirculé et bien être des poissons	93
2.2.1. Qualité de l'eau entrante et écoulements	93
2.2.2. Qualité de l'eau dans les bassins d'élevage	94
2.2.3. Performances des poissons	94
2.2.4. Bien être des poissons	96
3. Discussion et perspectives	98
Chapitre 4 – Analyse du cycle de vie des deux systèmes d'élevage.....	103
1. Matériel et méthodes	103
1.1 Description des systèmes d'élevage étudiés	103
1.2 Données de base de l'ACV et indicateurs d'impact environnemental	105
2. Résultats	106
2.1 ACV du SO - Hypothèse haute (H)	106
2.2 ACV du SO - Hypothèse basse (B)	107
2.3 ACV du SR	107
3. Discussion	108
Conclusions générales et perspectives	113
Bibliographie.....	118
Annexe 1 – Liste des publications et communications orales	132
Annexe 2 – Publication acceptée	134
Annexe 3 – Photographies du système de traitement des rejets solides de la pisciculture	142
Annexe 4 – Données sur l'efficacité du traitement des rejets solides et dissous par les marais	143
Annexe 5 – Photographies du système d'élevage piscicole en recirculation	144

Introduction générale

Pour une gestion durable de la ressource en eau, les réglementations nationales et internationales se renforcent, instaurant des normes de plus en plus exigeantes sur les prélèvements d'eau et les rejets en milieux aquatiques. La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) 2000/60¹ établit une politique communautaire: elle engage les pays membres de l'Union Européenne dans un objectif de reconquête de la qualité écologique de l'eau et des milieux aquatiques d'ici à 2015 et une perspective de protection à long terme de l'environnement et des ressources en eau. Les établissements de pisciculture doivent ainsi réduire les prélèvements en eau (Varadi, 2000 ; Goldberg *et al.*, 2001 *in* Gutierrez-Wing, 2006) et minimiser les rejets et leur impact environnemental (Buschmann *et al.*, 1996 ; Kempf, 1997 ; Karakassis, 2000 ; Naylor *et al.*, 2000 ; Harache, 2002). En France, ils sont actuellement sous la réglementation de la Loi sur l'eau et les milieux aquatiques², notamment la réglementation relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement³ (ICPE).

A la fois pour satisfaire aux réglementations et pour avancer vers de meilleures pratiques en aquaculture, la première question est celle de la mesure ou de l'évaluation fiable des rejets effectifs d'une unité de production piscicole (chapitre 1). Ces rejets dans le milieu sont variables car étroitement liés aux pratiques d'élevage, au métabolisme et au stade de développement des poissons, ainsi qu'à la composition de l'aliment (Blancheton *et al.*, 2004). En pratique, les quantités non retenues par les poissons ont considérablement diminué ces dernières décennies, en particulier grâce aux améliorations effectuées sur la composition des aliments et la gestion des rations distribuées. L'utilisation de matières premières de qualité, à haute digestibilité a permis d'améliorer les indices de conversion alimentaire et de réduire les quantités de rejets produits par les poissons (Kaushik, 1990 ; Breton, 2005). La réduction des rejets peut encore progresser en agissant sur les pratiques d'élevage (mode de distribution des aliments notamment), tout en suivant la quantité et la nature des rejets effectifs. De plus, les rejets qui aboutissaient jusqu'à présent en totalité dans les milieux récepteurs peuvent être en partie récupérés et valorisés.

En pisciculture continentale, dans les circuits ouverts traditionnels, l'eau d'élevage n'est généralement utilisée qu'une ou deux fois avant rejet dans le milieu naturel, ce qui implique des débits d'eau de l'ordre de 100 à 200 m³ par kilogramme d'aliment distribué (Jimenez del

¹ Adoptée le 23 octobre 2000, publiée au JO du 22 décembre 2000

² Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006, JO du 31 décembre 2006

³ Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 et décret d'application n° 77-1133 du 21 septembre 1977, codifiée en 2000 par le Code de l'Environnement Livre V Titre Ier.

Rio *et al.*, 1996 ; Lemarié *et al.*, 1998). Les eaux de rejet des systèmes d'élevage en circuit ouvert sont caractérisées par de forts débits et une forte dilution des matières à traiter ; l'épuration des eaux de ces élevages est techniquement difficile et se résume en général à la filtration et/ou décantation des matières solides.

Les bassins d'élevage peuvent être équipés d'une boucle de recyclage comprenant une filtration biologique afin de traiter l'eau soit avant réutilisation, soit avant rejet dans l'environnement : ce sont les systèmes d'élevage en circuit « recyclé » ou « recirculé ». Les besoins en eau neuve de ces systèmes d'élevage sont réduits entre 1 et 2 m³ par kilogramme d'aliment, diminuant par le même facteur les quantités d'eau rejetées (Pagand, 1999 ; Blancheton, 2000 ; Léonard, 2000 ; Goldberg *et al.*, 2001 in Gutierrez-Wing, 2006). Ces systèmes d'élevage permettent un fort accroissement de la production sur une surface réduite, un meilleur contrôle des conditions d'élevage (Heinen *et al.*, 1996) et une meilleure maîtrise des rejets moins abondants et plus concentrés.

Les systèmes d'élevage en circuit recirculé combinent des bassins d'élevage, un dispositif de collecte des matières solides par sédimentation ou filtration mécanique (Chen et Malone, 1991) et une boucle de traitement biologique par nitrification bactérienne. En effet, le principal produit de l'excrétion azotée chez les poissons est l'ammoniaque (Fivelstad *et al.*, 1990, in Kelly *et al.*, 1994), dont la forme non ionisée (NH₃) est hautement toxique pour les poissons (Poxton et Allouse, 1981). La filtration biologique réduit les teneurs en ammoniaque de l'eau, en transformant NH₃/NH₄⁺ en nitrites puis nitrates, dont les concentrations tolérées par les poissons sont largement supérieures. Pierce *et al.* (1993) avancent des valeurs tolérées en azote de nitrates autour de 500 mg.l⁻¹ pour la plupart des espèces marines ; pour les truites, la croissance n'est affectée que pour des concentrations en azote de nitrates supérieures à 180 mg.l⁻¹ (Berka *et al.*, 1981).

La faisabilité économique du prégrossissement de poissons marins et du stockage de géniteurs en système d'élevage en circuit recirculé a été démontrée (Hinshaw *et al.*, 1990 ; Davis et Lock, 1997 ; Hinshaw et Thompson, 2000). De même, le grossissement de certaines espèces d'eau douce nécessitant des températures élevées peut être intéressant du fait des économies d'énergie obtenues par la recirculation (Buckling *et al.*, 1993 in Gutierrez-Wing, 2006). En revanche, en eaux douces et froides, ce système d'élevage pouvait sembler *a priori* non compétitif pour le grossissement des salmonidés (Losordo et Westeman, 1994 ; Timmons et Losordo, 1994 ; Malone, 2002). L'élevage de la truite en circuit recirculé n'a été que très peu pratiqué et documenté (Heinen et Hankins, 1996 ; Schuster et Stelz, 1998). Au Danemark, suite à une forte contrainte réglementaire nationale portant sur les quantités d'aliment

distribuées, sur la composition ainsi que sur les rejets en rivière⁴, les professionnels se sont tournés vers les systèmes d'élevage en circuit recirculé pour assurer le maintien et le développement de la truiticulture. Les fermes « modèles » proposées fonctionnent en circuit recirculé à faible coût énergétique. Le principe repose sur une circulation rapide de l'eau dans les bassins (5 à 10 fois par heure) assurée par des pompes « airlifts », systèmes d'injection d'air comprimé en profondeur à faible consommation énergétique. Les « airlifts » sont installés dans un puits en amont de chaque bassin ou section de bassin. A chaque passage dans l' airlift, l'eau est également re-oxygénée tandis que le dioxyde de carbone est dégazé, ces gaz dissous étant limitants en pisciculture (Blancheton *et al.*, 2006). Pour les déchets solides, un dispositif de collecte des particules en suspension est installé en sortie de chaque bassin ou segment de bassin. Avec ce système d'élevage, les besoins en eau neuve sont réduits d'un facteur 10 par rapport aux systèmes d'élevage en circuit ouvert traditionnels, avec environ 10 à 20 m³ d'eau neuve par kg d'aliment distribué (Lareau *et al.*, 2004). Ces fermes sont en général équipées d'un système de traitement des eaux de rejets issues de l'ensemble des bassins : filtration mécanique (filtre à tapis ou filtre rotatif), filtration biologique avant réutilisation, traitement de l'eau par marais naturels avant rejet en rivière. Du fait de la concentration des rejets dans les systèmes d'élevage en circuit recirculé, le traitement en aval des eaux devient plus simple et moins coûteux. Il est alors envisageable d'utiliser les procédés de lagunages ou de traitement par marais.

Ce système de truiticulture expérimenté et mis au point au Danemark répond pour l'instant aux réglementations environnementales de ce pays. Son principe pourrait *a priori* être étendu à l'ensemble de la salmoniculture européenne. Mais cette extension nécessite un investissement scientifique pour connaître et optimiser la biotransformation des matières impliquées dans les conditions effectives d'élevage du pays concerné. En effet, un circuit recirculé qui comporte des compartiments bactériens dans le filtre biologique, dans le bassin d'élevage et la mise en jeu de compartiments multiples dans les lagunes ou les marais, devient nettement plus complexe qu'un circuit ouvert. L'évolution vers ce système d'élevage passe par la connaissance des flux de rejets produits dans les conditions de climat et de pratiques d'élevage propres à chaque région. Cette thèse se propose de construire les bases de connaissances nécessaires à la mise en œuvre en France des méthodes d'élevage danoises.

⁴ Pour les eaux douces, le décret danois du 8/11/2002 fixe (1) une quantité d'aliment maximale annuelle, fonction de la qualité et de la quantité d'eau disponible, ainsi que des systèmes de traitement de l'effluent mis en place, (2) des limites sur la composition de l'aliment (énergie, azote, phosphore et fibres), (3) des normes de rejets en demande biologique en oxygène, azote, phosphore, matières en suspension.

Le traitement des eaux urbaines, agricoles ou d'industries par marais naturels s'est développé au cours des années 70 en Europe et aux Etats-Unis (Reed *et al.*, 1995 ; AERMC, 1999 ; Kadlec, 2006). Depuis plusieurs années, des systèmes de marais artificiels se développent pour le traitement des eaux usées de petites communes (Molle, 2003) ; ces systèmes sont couramment appelés « filtres plantés » ou encore « marais construits ». Le fonctionnement des marais construits est basé sur une symbiose entre les macrophytes plantés (souvent des roseaux) et des microorganismes (bactéries et champignons) et leurs interactions avec la chimie du substrat remplissant le marais (Schulz *et al.*, 2004a). Des processus biologiques et physico-chimiques se combinent dans les marais construits : la dégradation microbienne des matières solides et dissoutes, leur utilisation par les plantes, la rétention physique par sédimentation, la filtration mécanique et la fixation sur les particules de substrat (Hiley, 1995 ; Schwartz et Boyd, 1995 ; Hunt et Poach, 2001 ; Schulz *et al.*, 2002 ; Day *et al.*, 2004). Le traitement des effluents aquacoles par marais construits a montré son efficacité au niveau expérimental, tant pour les élevages en circuit ouvert (Costa Pierce, 1998 ; Comeau *et al.*, 2001 ; Kerepeczki *et al.*, 2003 ; Schulz *et al.*, 2002, 2004a) qu'en circuit recirculé (Schwartz et Boyd, 1995 ; Redding, 1997 ; Summerfelt *et al.*, 1999 ; Lin *et al.*, 2002b). L'efficacité du traitement par marais construits dépend cependant de nombreux facteurs : le type de marais (Summerfelt *et al.*, 1999 ; Kerepeczki *et al.*, 2003 ; Caselles-Osorio et Garcia, 2006), les caractéristiques et les charges de l'effluent à traiter (Burgoon *et al.*, 1991 ; Schwartz et Boyd, 1995 ; Tanner *et al.*, 1995a, b ; Lin *et al.*, 2002a), les facteurs climatiques (Schwartz et Boyd, 1995 ; Jing *et al.*, 2001, 2004 ; Ansola *et al.*, 2004 ; Ciria *et al.*, 2005 ; Bulc, 2006 ; Kadlec, 2006).

Le traitement et la valorisation des rejets piscicoles ne peuvent être définis sans la connaissance et la compréhension des transferts et transformations de matières introduites au sein des élevages. L'étude de ces biotransformations repose sur des bilans de matière au niveau d'installations expérimentales maîtrisées mais en conditions réelles d'une unité de production. Cette unité expérimentale en situation de production en grandeur réelle doit répondre aux critères 1) de représentativité d'un maximum d'entreprises salmonicoles françaises et 2) de parfaite maîtrise des stocks, des aliments distribués et des conditions d'élevage. Par la conjonction d'un projet européen (AQUAETREAT), d'un projet régional en collaboration avec l'Agence de l'eau RMC (projet pilote) et des conditions très favorables offertes par les Etablissements Charles Murgat (Pisciculture des Fontaines, Beaufort, Isère), nous avons pu concilier les exigences scientifiques et les réalités d'un site de production.

Disposant de cette plate-forme expérimentale en grandeur réelle d'un site de production, l'objectif de cette thèse est d'étudier les biotransformations et le traitement des rejets dans deux systèmes d'élevage piscicole, l'un en circuit ouvert, l'autre en circuit recirculé. La problématique générale a été développée dans le but d'optimiser l'utilisation des intrants sur les sites d'élevage, tout en réduisant les consommations en eau et en énergies, et en maintenant une qualité optimale du produit final. La connaissance et la compréhension des biotransformations (cf. schéma conceptuel) implique d'établir une relation entre l'aliment distribué, intrant principal, et les rejets produits par l'exploitation ; cette relation nécessite de connaître et de quantifier l'aliment, ainsi que d'évaluer au mieux les rejets, dans le but de proposer une méthode de gestion des rejets reproductible et suffisamment fiable. L'étude des biotransformations implique enfin de connaître les limites de production des systèmes d'élevage en circuit ouvert et recirculé, et l'efficacité des systèmes de traitement associés.

La première partie de la thèse vise la meilleure connaissance possible des rejets d'un élevage de salmonidés en circuit ouvert. Il s'agira d'abord de les mesurer sur la base de prélèvements rapprochés et d'analyses directes d'échantillons (méthode « hydrobiologique »). L'objectif est ensuite de comparer les flux de rejets mesurés aux estimations indirectes basées sur la digestibilité des aliments distribués (méthode « nutritionnelle »). Il s'agit de discuter la validité et l'utilisation pratique de ces méthodes pour les pisciculteurs et les autorités de contrôle comme outils de quantification des rejets dans le cadre de la réglementation.

La deuxième partie de la thèse aborde l'efficacité d'un système de traitement par marais construits des rejets de la ferme fonctionnant en circuit ouvert. Deux marais expérimentaux ont été spécialement construits sur le site de la pisciculture, l'un en fonctionnement horizontal et l'autre en fonctionnement vertical ; leur efficacité est comparée. Le marais « horizontal » est alimenté en continu par une extrémité, avec un niveau d'effluent à traiter maintenu haut dans le système ; ce type de système fonctionne en principe en conditions anaérobies. Le marais « vertical » est alimenté sur toute sa surface, avec un niveau d'effluent à traiter alternativement haut et bas ; le fonctionnement attendu de ce système est de type aérobie.

La troisième partie de la thèse aborde l'étude du système d'élevage piscicole en circuit recirculé. Un bassin pilote de production de truites en recirculé, inspiré des systèmes d'élevage danois, a été construit sur le site de la pisciculture. L'objectif de cette partie est d'étudier l'effet de la réduction de la consommation en eau sur la croissance des poissons, leurs indices biologiques et leur bien-être. La recherche des limites de ce système d'élevage porte aussi bien sur la zone de traitement du bassin comprenant des pompes de type « airlift », un filtre biologique et une zone de décantation, que sur la zone d'élevage pour la recherche de

la capacité maximale de production (densité maximale acceptable dans des conditions de bien être des poissons).

Le schéma conceptuel (page suivante) présente l'organisation expérimentale : (1) le circuit ouvert, (2) le circuit ouvert et son système de traitement des rejets par marais construits et (3) le circuit recirculé.

Enfin, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) des deux systèmes d'élevage est présentée dans la dernière partie de la thèse, dans le but d'évaluer leur potentiel impact sur l'environnement. Selon la norme ISO 14040, l'ACV est un outil permettant la "*Compilation et évaluation des consommations d'énergie, des utilisations de matières premières, et des rejets dans l'environnement, ainsi que de l'évaluation de l'impact potentiel sur l'environnement associé à un produit, ou un procédé, ou un service, sur la totalité de son cycle de vie*", le cycle de vie rassemblant les phases de fabrication, de transformation, d'utilisation et de destruction. L'ensemble des données expérimentales obtenues sur les biotransformations en circuit ouvert et en circuit recirculé (chapitres précédents) a permis de chiffrer les quantités de matières mises en jeu au niveau des systèmes d'élevage, et d'évaluer au travers d'indicateurs pré-établis (Papatriphon *et al.*, 2004a,b) l'impact potentiel des deux systèmes d'élevage piscicole sur l'environnement, depuis la fabrication des intrants jusque la gestion des rejets. L'ACV est réalisée à la fois au niveau global en prenant en compte les effets tels que le réchauffement climatique, l'utilisation production primaire et d'énergie non renouvelable et au niveau régional avec les impacts tels que l'eutrophisation, l'acidification potentielle du milieu et la séquestration de l'eau (Papatriphon *et al.*, 2004a, b ; Aubin *et al.*, 2006).

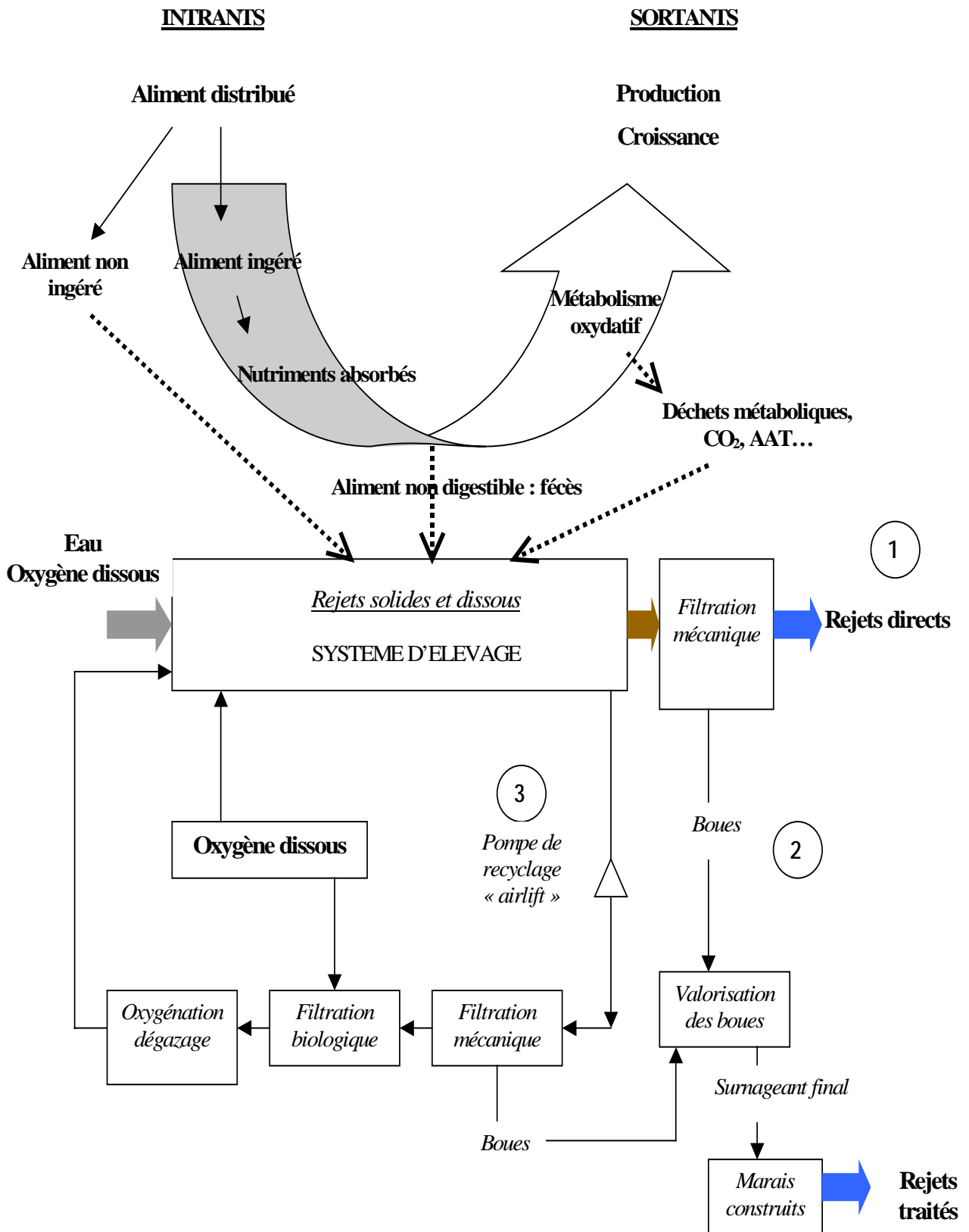


Schéma conceptuel

BASES CONCEPTUELLES ET BIBLIOGRAPHIQUES

I- Caractérisation, quantification et traitement des effluents piscicoles

Au vu de l'évolution de la réglementation sur l'eau, la caractérisation et la quantification des rejets piscicoles sont essentiels à connaître d'une part pour la gestion des élevages, tant pour le traitement que pour le suivi des rejets, d'autre part pour se conformer à la réglementation (le point clé de la réglementation ICPE est l'étude d'impact environnemental qui nécessite la quantification des rejets et l'étude de leurs effets potentiels sur l'environnement).

1. Caractérisation des rejets des élevages piscicoles

Les rejets des poissons sont caractérisés par leur dilution variable mais élevée en comparaison avec les autres productions animales ou les eaux de rejets industriels. On doit distinguer les rejets directs émis par les poissons et les rejets liés à l'ensemble du système d'élevage.

1.1 Rejets directs des poissons

Les rejets des poissons sont issus de la partie non ingérée de l'aliment (parfois inexistante), de la partie absorbée mais non digérée (féces) et de l'utilisation partielle de l'aliment absorbé. En effet, l'aliment est utilisé comme source d'énergie et de croissance avec une efficacité inférieure à 100% entraînant la production de déchets métaboliques (Fig.1).

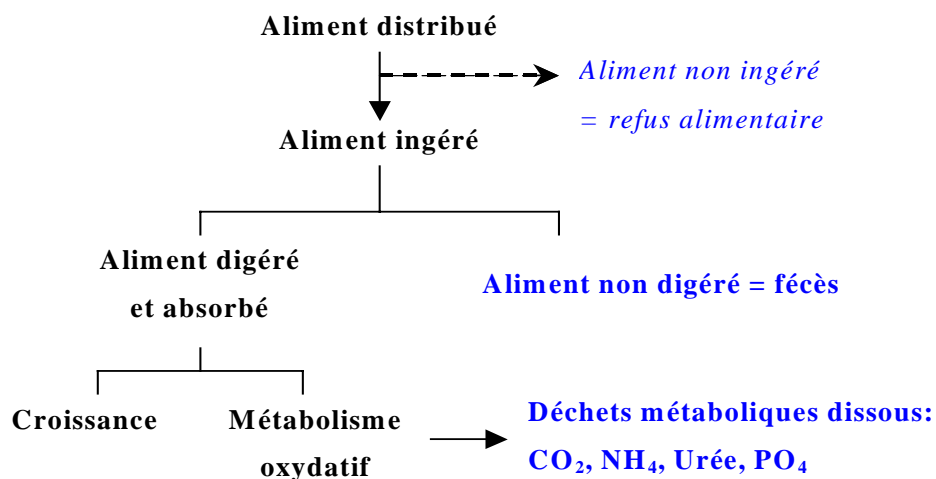


Figure 1. Rejets directs des poissons sous forme particulière et dissoute

1.1.1. Refus alimentaire

La réduction des pertes alimentaires (aliment non ingéré) est un point essentiel de la gestion de la pisciculture tant au niveau environnemental (réduction des rejets) qu'au niveau économique (l'aliment représente environ 60% du coût total de production, Mac Millan *et al.*

(2003)). Les pertes alimentaires sont très dépendantes de la conduite de l'élevage, une gestion rigoureuse peut permettre de réduire à zéro la fraction d'aliment non ingéré (Boujard, 2002 ; Hardy et Gatlin, 2002 ; Mac Millan *et al.*, 2003). Le mode, la fréquence et l'heure de distribution de l'aliment, la durée de chaque repas et la quantité d'aliment délivrée (ration alimentaire) sont autant de points à contrôler pour éviter le gaspillage (Cho, 1992 ; Boujard, 2002 ; Breton, 2005). Si les poissons sont nourris jusque satiété, il est difficile d'éviter le gaspillage d'aliment (Baird *et al.*, 1996).

Dans les conditions expérimentales de notre étude, l'hypothèse de travail est de négliger le refus alimentaire, le rationnement appliqué au niveau de la ferme et la distribution manuelle en complément de la distribution automatique permettant d'éviter le gaspillage d'aliment (contrôle visuel du gaspillage lot par lot).

1.1.2. Digestibilité de l'aliment et rejets solides

En considérant la fraction d'aliment non ingérée comme nulle, les rejets solides des poissons se résument aux fécès et aux bactéries qui les colonisent (Piedrahita *et al.*, 1996). Les fécès constituent une matière sédimentable plus ou moins compacte, dont la composition chimique (en carbone C, en azote N et phosphore P) et les caractéristiques physiques (taille, densité, teneur en eau ...) dépendent de l'aliment (composition) et du poisson (espèce, stade de développement, fonctionnement physiologique).

Les rejets azotés solides proviennent de la dégradation des protéines mal ou non digérées par le poisson ; cette part tend à diminuer en raisons des performances de plus en plus élevées des aliments. Il est en général admis qu'environ 1/3 de l'azote est rejeté par le poisson sous forme solide et le reste sous forme dissoute (Dosdat, 1992a ; Dosdat *et al.*, 1996 ; Company *et al.*, 1999). La valeur correspondante pour le phosphore est de 2/3. Il existe également une part soluble des fécès, principalement constituée de phosphore et de calcium.

Les quantités de fécès émises sont fonction de la digestibilité de l'aliment (somme des digestibilités des nutriments), qui varie selon la nature des nutriments (Kaushik, 1998a) ; le tableau 1 synthétise les données les plus récentes sur les fractions non digérées de divers nutriments.

Tableau 1. Part de l'aliment comprise dans les fécès de salmonidés (Cho et Kaushik, 1990 ; Hillestad *et al.*, 1998 ; Kaushik, 1998a ; Guillaume *et al.*, 1999)

Catégorie	Origine	Part de l'aliment non digérée (en % de l'ingéré)
Matière sèche	Tourteau de soja	25
	Farine de sang	10
	Aliment commercial	23
Protéine	Farine de sang (séchée sur tambour)	68
	Concentré de protéines soluble	<7
	Aliment commercial	13
Lipide	Acides palmitique / stéarique	50
	Acides linoléique / linoléique	10
	Aliment commercial	8
Glucide	Pomme de terre	95
	Amidon pré-gélatinisé	4
	Aliment commercial	40
Phosphore	Phosphore Phytate de phosphore	80
	Monophosphate de sodium	2
	Aliment commercial	50

Il existe deux méthodes d'évaluation de la digestibilité des nutriments, une méthode directe et une méthode indirecte (Jobling, 2001). La méthode directe nécessite de connaître la quantité totale d'aliment ingéré et de récupérer la totalité des fécès ; la difficulté à quantifier précisément ces deux informations conduit en général à utiliser une méthode indirecte d'évaluation de la digestibilité en utilisant un marqueur. Le marqueur est un produit inerte non toxique qui permet de calculer la digestibilité (A) des nutriments par l'équation suivante :

$$A = 100 - 100 * [X_a / X_b] * [Y_a / Y_b]$$

Où X_a et X_b sont les concentrations du marqueur dans l'aliment et dans les fécès, Y_a et Y_b sont les concentrations du nutriment dans l'aliment et dans les fécès. L'oxyde d'yttrium est en général utilisé pour marquer l'aliment (Autin, *comm. pers.*).

Dans le cadre de l'évaluation des rejets de la ferme par la méthode nutritionnelle (Chapitre 1), l'hypothèse de travail sur la digestibilité des aliments est celle proposée par Papatryphon *et al.* (2005) et validée par des campagnes de mesures sur le terrain. Les CUD utilisés dans les calculs des rejets (cf 2 - Méthodes d'évaluation des rejets des élevages piscicoles) sont issus de données expérimentales fournies par les fabricants d'aliment (méthode d'évaluation

indirecte des CUD) et validées par un consortium entre scientifiques et professionnels de la filière : 90% pour les protéines, 95% pour les lipides, 60% pour les glucides, 50% pour les cendres et le phosphore, 0% pour les fibres.

Ces valeurs indiquent une amélioration de la digestibilité des nutriments composant les aliments commerciaux depuis 1999, de 3% sur la digestibilité des protéines et des lipides (Tableau 1).

1.1.3. Rejets métaboliques des poissons

Les poissons excrètent des composés dissous azotés et phosphorés au travers des branchies et des reins, issus du métabolisme oxydatif de l'aliment (Breton, 2005). Les protéines sont en partie utilisées pour la synthèse de molécules protidiques (utilisées pour la croissance, la production de produits génitaux et de mucus) et en partie pour répondre aux besoins énergétiques des poissons (activité musculaire, métabolisme basal et régulation).

La dégradation des protéines produit de l'azote ammoniacal total (AAT) ou $\text{NNH}_3\text{-NH}_4^+$ (70-90% du N dissous) et de l'urée (10%) (Fivelstad *et al.*, 1990 ; Kaushik et Cowey, 1991). Les excréments de nitrates (NO_3) et nitrites (NO_2) sont négligeables (Kaushik, 1980). La dégradation des lipides et des glucides produit du dioxyde de carbone et de l'eau. Le dioxyde de carbone issu de la respiration des poissons s'équilibre dans l'eau avec l'acide carbonique, les bicarbonates et les carbonates, série de réactions provoquant une diminution du pH de l'eau.

Concernant le carbone de l'aliment, une fraction de 22% est retenue par le poisson, les 78% rejetés sont sous forme particulaire (25% du carbone ingéré), sous forme de dioxyde de carbone (CO_2) (52% du carbone ingéré) et dissoute (ion bicarbonate, HCO_3^-) (0.7 à 1.3%) (Franco-Nava, 2003).

Les principaux rejets phosphorés dissous sont des orthophosphates (PO_4^{3-}), représentant environ 20 % du phosphore ingéré (Dosdat *et al.*, 1996).

Les proportions des rejets azotés (N) et phosphorés (P) varient selon des paramètres liés à l'aliment (composition, taux de rationnement), au poisson (taux de croissance, taille et espèce considérée) et à son environnement (température, oxygène, photopériode, qualité de l'eau) (tableau 2).

Tableau 2. Différents niveaux d'excrétion en azote total (dissous et solide), phosphore total et AAT (mg.kg de poisson produit⁻¹) selon les espèces et poids de poissons, la composition de l'aliment (teneur en protéines et/ou phosphore P), chez le bar, la daurade et la truite arc-en-ciel (AEC)

Espèce	T°	Poids (g)	Teneur en protéines / P (%)	N Total (mg kg ⁻¹)	P Total (mg kg ⁻¹)	AAT (mg kg ⁻¹)	Référence
Bar		10	40			950	Dosdat, 2001
Bar		10	55			1300	Dosdat, 2001
Bar		100	50			400	Dosdat, 2001
Bar	18	100	46 / 0.84	52200	4700		Kaushik, 1998a
Bar	18	100	49 / 0.91	64800	6200		Kaushik, 1998a
Daurade	18	100	46 / 0.84	41500	3400		Kaushik, 1998a
Daurade	18	100	49 / 0.91	52500	4700		Kaushik, 1998a
Daurade		100	50			600	Dosdat, 2001
Truite AEC	15	10	45.8/ 1.09	35200	1900		Azevedo <i>et al.</i> , 1998
Truite AEC	12	10	45.8/ 1.09	31500	1900		Azevedo <i>et al.</i> , 1998
Truite AEC	15-18	130				895	Kaushik, 1980

Le rythme circadien de production des fécès semble très lié au rythme d'évacuation gastrique (Dosdat, 1992a). L'aliment séjourne dans l'estomac pendant une durée relativement longue (pouvant aller jusque plusieurs dizaines d'heures quand la température est inférieure à 10°C). Ce mécanisme d'évacuation gastrique dépend de l'espèce et la taille du poisson, de la composition et de la ration d'aliment (Guillaume *et al.*, 1999) et de la température de l'eau (Jobling *et al.*, 1977). Pour les poissons agastres, la vidange du tube digestif semble suivre la même cinétique que celle de l'estomac, le bulbe intestinal jouant un rôle similaire à celui de l'estomac (Guillaume *et al.*, 1999).

L'excrétion de l'azote et du phosphore dissous n'est pas stable dans le temps (Dosdat, 1992a,b). Kaushik (1980) a étudié l'évolution nyctémérale de l'excrétion d'AAT et d'urée chez la truite AEC, montrant une augmentation immédiate du taux d'excrétion ammoniacale dès le début de l'ingestion et un pic de concentration après 6 à 8 heures. Dosdat (2001) confirme ce pic d'excrétion 6 h après ingestion de l'aliment. Divers facteurs semblent intervenir sur la courbe d'excrétion de l'AAT : (1) la température de l'eau : son augmentation

induit une augmentation de l'activité métabolique, un pic d'excrétion de l'AAT plus intense et plus rapproché de la période d'ingestion (Kaushik, 1980), (2) la taille de la ration : son augmentation entraîne un décalage dans l'apparition du pic et une intensité du pic plus élevée (Ramnarine *et al.*, 1987), (3) l'augmentation de la fréquence et de la durée des repas permet un lissage du pic (Kaushik et Gomes, 1988) ; (4) la teneur en protéines des aliments présente une relation linéaire avec l'excrétion en AAT (Kaushik, 1980) ; (5) les paramètres du milieu influent également : une augmentation de la concentration en AAT diminue l'excrétion par le fait de la diminution du gradient de diffusion de l'AAT (Olson et Fromm, 1971).

D'autres éléments peuvent entrer en compte : le stress, la durée de l'éclairage, la maturation sexuelle, la croissance, la taille de l'animal, l'espèce. L'excrétion d'urée est plus stable dans le temps (Dosdat, 1992a).

Le tableau 3 et la figure 2 présentent une synthèse sur les proportions de N et P retenues et rejetées pour deux espèces modèles, le bar et la truite arc en ciel.

Tableau 3. Valeurs de rétention, excrétion et rejets solides chez la truite AEC, en % de l'aliment ingéré (d'après Piedrahita, 2003)

Référence	Retenu		Rejet solide		Rejet dissous	
	N	P	N	P	N	P
Ackefors et Sodergren, 1985	25	23	13	66	62	11
Phillips et Beveridge, 1986	21	15	30	59	49	26
Enell, 1987	26	18	16	64	58	18
Ackefors et Enell, 1990	28	30	16	54	56	16
Beveridge <i>et al.</i> , 1991	30		13		57	
Hakanson <i>et al.</i> , 1988 Pillay, 1992	25	30	15	70	60	10
Boujard <i>et al.</i> , 2002	23-33	16-19	11	33	78 AAT 11 urée	67 dont 60 PO ₄

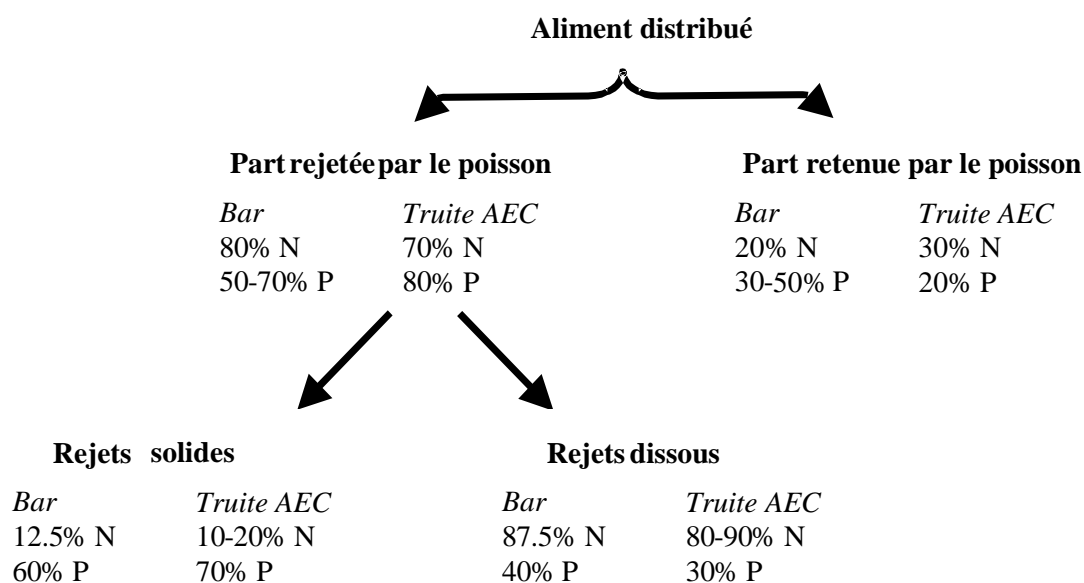


Figure 2. Proportions moyennes de N et P retenues et rejetées sous formes solides et dissoutes chez le bar (d'après Cho *et al.*, 1991 ; Kaushik et Cowey, 1991 ; Dosdat, 1992b ; Azevedo *et al.*, 1998) et chez la truite AEC (d'après Boujard 2002, Roque d'Orbcastel *et al.*, 2008)

1.2 Rejets liés aux systèmes d'élevage

Les caractéristiques des rejets dépendent du type de système d'élevage considéré. Pour un tonnage produit donné, les concentrations en matières solides et dissoutes de l'effluent rejeté, de même que les débits à traiter sont très variables selon le type de système utilisé (Gowen et Bradbury, 1987 ; Beveridge *et al.*, 1991 ; Lavenant *et al.*, 1995).

Dans les systèmes d'élevage en circuit ouvert traditionnels, ces concentrations sont faibles et les débits de rejet considérables (Lavenant *et al.*, 1995) de l'ordre de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ d'aliment (Jimenez del Rio *et al.*, 1996). La concentration en azote d'une eau d'élevage en système d'élevage en circuit ouvert est de quelques $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ essentiellement sous forme d'AAT, les poissons les plus tolérants (anguille et catfish) ne supportant pas plus de 6 à $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ sans baisse de croissance significative.

Dans les systèmes d'élevage en circuit recirculé, la concentration en azote est de plusieurs dizaines, voire centaines de $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ sous forme moins toxique, les nitrates, sans effet enregistré sur la croissance de la plupart des poissons. La concentration en substances dissoutes est fonction d'un ratio R, qui représente le degré d'ouverture du système d'élevage et qui est exprimé en m^3 d'eau neuve introduite par kg d'aliment ingéré par le cheptel. Plus le ratio R est faible, plus la concentration en matières dissoutes est élevée. Dans le cas d'élevage de bars par exemple, une valeur de R égale à 1 conduit à une concentration d'environ $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$

d'azote dans l'eau de rejet, principalement sous forme de nitrates (Léonard, 2000 ; Léonard *et al.*, 2000). Le schéma est le même pour toutes les substances dissoutes qui restent en solution dans l'eau : à un R donné correspond une valeur de concentration pour chacune de ces substances.

Dans les systèmes d'élevage en circuit recirculé, un dégazage du dioxyde de carbone est systématiquement effectué pour limiter sa concentration dans l'eau d'élevage. La sensibilité au dioxyde de carbone dépend des espèces, du stade de développement et de la qualité d'eau (possibles effets combinés avec d'autres paramètres). S'il n'est pas bien éliminé, le dioxyde de carbone peut entraîner une diminution de la fixation sanguine de l'O₂ et une acidification du sang pouvant être mortelle (Jobling, 1994).

Les valeurs de qualité d'eau suggérées pour l'élevage des salmonidés dans des conditions optimales sont résumées dans le tableau 4.

Tableau 4. Limites de qualité d'eau pour l'élevage en eau douce des salmonidés

Paramètres	Valeurs seuils	Référence
N-NH ₃ (mg.l ⁻¹)	0.002 - 0.025	Thurston <i>et al.</i> , 1981; US EPA, 1998; Neori <i>et al.</i> , 2004
AAT (mg.l ⁻¹)	1-1.5	US EPA, 1998; Colt, 2006; Crab <i>et al.</i> , 2007
CO ₂ (mg.l ⁻¹)	10-20	Heinen et Hankins, 1996; Fivelstad <i>et al.</i> , 1999, 2003
O ₂ (mg.l ⁻¹)	6-7	Brett, 1979; Pedersen, 1987; Jobling, 1994
pH	6-8	Jenssen et Leivestad, 1989
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.2-0.3	Fivelstad <i>et al.</i> , 1993
MES (mg.l ⁻¹)	< 80	Piper <i>et al.</i> , 1982; Laird et Needham, 1988

2. Méthodes d'évaluation des rejets des élevages piscicoles

Deux méthodes sont actuellement utilisées pour évaluer les rejets des systèmes d'élevage piscicole : (1) une méthode directe de mesure des flux de matières solides et dissoutes rejetées par l'élevage, basée sur l'approche hydrobiologique, et (2) une méthode indirecte, basée sur l'approche nutritionnelle, utilisant les quantités d'aliment distribuées et les coefficients d'utilisation digestive appropriés (Jatteau, 1999a).

L'approche hydrobiologique est basée sur des mesures de débits et des prélèvements d'eau en entrée et sortie de la ferme. Les flux de rejets dissous et solides sont calculés en retranchant les flux d'entrée aux flux de sortie (Liao, 1970 ; Liao et Mayo, 1974). Quelques études ont été menées sur cette méthode hydrobiologique (Fauré, 1983 ; Tarazona *et al.*, 1993, Kelly *et al.*, 1994 ; Lemarié *et al.*, 1998).

La lourdeur de la méthode directe conduit à développer des méthodes d'évaluation des rejets indirectes. Ainsi, à l'issue de mesures hydrobiologiques menées sur des salmonicultures, un calcul estimatif des rejets en matières en suspension (MES), en ammoniacque (NH₄), et phosphore total (PT) a été proposé par le Cemagref (Fauré, 1983).

Les formules de la méthode dite « du Cemagref » ont été établies par rapport à l'aliment distribué:

$$(1) \text{ MES (kg.j}^{-1}\text{)} = (1 - \text{Kd}) (33 * \text{IC} - 20) * \text{A} / 100$$

$$(2) \text{ NH}_4 \text{ (kg.j}^{-1}\text{)} = \text{K} * \alpha * \text{A}$$

$$(3) \text{ PT (kg.j}^{-1}\text{)} = 0.0048 * \text{A}$$

Avec : Kd = coefficient de décantation dans les bassins, nul en conditions hydrodynamiques normales ; IC = indice de conversion alimentaire ; A = quantité journalière d'aliment distribué (kg.j⁻¹) ; K = coefficient de stress = 0.8 + 0.2 * n, avec n le nombre d'utilisations successives de l'eau ; α = taux de production de NH₄ en fonction de l'aliment (2.6%).

Cependant, les résultats ont été établis pour peu d'espèces et pour des aliments dont la composition et digestibilité ont évolué rapidement avec le temps. Ce type de mesures est donc à réactualiser.

Plus récemment en France, un groupe d'experts⁵ a été chargé par les ministères de faire la synthèse des méthodes existantes pour l'évaluation des rejets des élevages piscicoles (Papatriphon *et al.*, 2005). Le groupe d'experts a recommandé l'utilisation d'un modèle

⁵ Incluant des scientifiques de l'INRA, de l'IFREMER et des représentants de la Filière : FFA (Fédération Française de l'Aquaculture), CIPA (Comité Interprofessionnel des Producteurs

nutritionnel basé sur les travaux de Cho *et al.* (1991), Cho et Bureau (1998) et Kaushik (1980, 1998b), validé sur le terrain par des mesures directes effectuées dans 19 fermes (données d'autocontrôles et prélèvements ponctuels). Ce modèle est basé sur l'évaluation des rejets des poissons au travers de la digestibilité de l'aliment ; la production de rejets est déduite de la différence entre la quantité d'aliment ingérée et la part retenue par le poisson pour son gain de poids. La croissance du poisson est donc prise en compte, ainsi que la composition de l'aliment et sa digestibilité. Les rejets totaux incluent les rejets solides et dissous, les rejets solides étant la partie non digérée de l'aliment, calculée grâce aux coefficients d'utilisation digestive (Guillaume *et al.*, 1999).

Les rejets N et P sont calculés à partir des formules suivantes :

$$(1) \quad \mathbf{N \text{ total} = N \text{ solide} + N \text{ dissous}}$$

$$\mathbf{N \text{ solide} = N \text{ fécal} + N \text{ non ingéré}}$$

$$N \text{ fécal} = [AD - (AD * \% \text{ Ani})] * (\% \text{ protéines} / 6.25) * (100 - CUD) \%$$

$$N \text{ non consommé} = (AD * \% \text{ Ani}) * (\% \text{ protéines} / 6.25)$$

$$N \text{ dissous} = N \text{ consommé} - N \text{ fécal} - N \text{ retenu par le poisson}$$

$$N \text{ consommé} = [AD - (AD * \% \text{ Ani})] * (\% \text{ protéines} / 6.25)$$

$$N \text{ retenu} = AD * TN / IC$$

Avec : N = azote, AD = aliment distribué, Ani = aliment non ingéré, % protéines = teneur en protéines de l'aliment, CUD = coefficient d'utilisation digestive, TN = teneur en N de la chair de poisson (26 g N. kg⁻¹ de masse corporelle).

La part d'AAT est calculée en appliquant un coefficient de 80% aux rejets azotés dissous, correspondant à la proportion d'AAT dans les excréments azotés (Papatryphon *et al.*, 2005).

Les mêmes équations sont utilisées pour évaluer les rejets phosphorés, avec les coefficients appropriés pour la proportion de P dans l'aliment et la teneur en P de la chair de poisson (4 g P. kg⁻¹ de masse corporelle).

Les MES totales sont calculées en additionnant les MES fécales et les MES issues de l'aliment non ingéré.

$$(2) \quad \mathbf{MES \text{ totales} = MES \text{ fécales} + MES \text{ Ani}}$$

$$MES \text{ fécales} = AD - (AD * \% \text{ Ani}) * \sum [\% \text{ nutriment} * (100 - CUD) \%$$

$$MES \text{ Ani} = (AD * \% \text{ Ani}) * (\% \text{ matières sèches dans l'aliment})$$

Boujard *et al.* (1999) ont comparé l'évaluation des rejets de bassins de truites AEC en utilisant les méthodes nutritionnelle et hydrobiologique. De bonnes corrélations ont été trouvées entre les valeurs prédites (méthode nutritionnelle) et les valeurs mesurées (méthode hydrobiologique), avec néanmoins des valeurs prédites systématiquement supérieures aux valeurs mesurées. Papatryphon *et al.* (2005) ont comparé les valeurs prédites par le modèle nutritionnel et les flux mesurés dans le milieu récepteur ; les résultats ont montré une bonne corrélation, mais des valeurs d'AAT et P prédites supérieures aux valeurs mesurées. Dans ces deux études, les débits d'eau ne semblent pas avoir été contrôlés, mais évalués selon les données des agences de l'eau ou des pisciculteurs. Ce point met en avant un problème de synchronisation entre les concentrations en éléments mesurés (issues d'échantillonnage) et les mesures de débits. Les mesures de débits sont le point clé de l'évaluation des flux de rejets par la méthode hydrobiologique.

Compte tenu des données existantes pré-citées, le 1^{er} chapitre de la thèse prévoit tout d'abord de comparer les flux de rejets produits par une pisciculture en circuit ouvert et simultanément selon les deux méthodes :

- (1) la méthode hydrobiologique basée sur des prélèvements d'échantillons en continu (bilans de 24h) afin de caractériser les flux de rejets journaliers ; un appareil de mesure de vitesses dans les bassins avec enregistrement en continu a été utilisé afin d'améliorer la connaissance des débits d'eau et d'obtenir en simultané l'échantillonnage et la valeur du débit ;**
- (2) la méthode nutritionnelle d'estimation indirecte basée sur la digestibilité des aliments distribués, à la fois avec le modèle développé par Papatryphon *et al.* (2005) et par le Cemagref (1983).**

Ce premier investissement expérimental en situation réelle de pisciculture permettra de lever les incertitudes abordées dans la revue bibliographique : valeurs réelles de digestibilité de l'aliment actuel en situation de production intensive, incertitudes sur la libération et le transit des rejets, difficultés liées à l'échantillonnage et au contrôle des débits.

Il s'agira ensuite de discuter de l'utilisation de ces méthodes pour les pisciculteurs et les autorités de contrôle comme outils de suivi des rejets dans le cadre de la réglementation.

3. Réduction et traitement des effluents piscicoles

La réduction des rejets est possible à la fois au niveau du poisson (amélioration de l'aliment et de la digestibilité) et au niveau du système d'élevage (amélioration de la distribution de l'aliment) (Blancheton *et al.*, 2004). Outre une réduction des rejets, le traitement des effluents piscicoles peut être envisagé en vue d'une valorisation de la matière particulaire. Les boues piscicoles sont en effet considérées comme de bons fertilisants agricoles, avec de fortes concentrations en N et P organiques (Willett et Jakobsen, 1986 ; Westerman *et al.*, 1993) (Tableau 5).

Tableau 5. Valeur agronomique des boues piscicoles comparée à d'autres boues (Lamotte, 1992)

Teneurs kg par tonne	Boues piscicoles	Fumier de porc	Lisier de bovin
N total	7	6	5
P total	12	6	2.5
Calcium	5	6	2.4
Potassium	0.3	4	6

Néanmoins, peu de solutions de valorisation existent pour le moment, l'inconvénient des boues piscicoles étant leur faible taux de matières sèches, qui rend difficiles leur transport et leur exploitation. Une réduction de la teneur en eau des boues est nécessaire en vue d'une valorisation afin de réduire les volumes de stockage, de minimiser les coûts de transport et d'utilisation (Cripps et Bergheim 2000; Bergheim et Brinker, 2003).

3.1 La réduction des rejets au niveau du poisson et de l'élevage

La réduction des rejets d'une ferme piscicole passe avant tout par une bonne gestion des intrants et donc par une bonne conduite de l'élevage. Les rejets directs des poissons peuvent ainsi être réduits (1) en maintenant des poissons en bonne santé, dans un bon état de fonctionnement physiologique, (2) en maintenant des conditions favorables à une bonne prise alimentaire (contrôle de l'oxygène, de la température, du pH, de la qualité de l'eau...), (3) en améliorant les techniques d'alimentation pour optimiser la prise alimentaire et réduire l'aliment non consommé (Boujard, 2002 ; Hardy et Gatlin, 2002 ; Mac Millan *et al.*, 2003 ; Roque d'Orbcastel et Blancheton, 2006). La composition de l'aliment et les méthodes de distribution n'ont cessé de s'améliorer au cours des dernières décennies ; pour les élevages de salmonidés, l'IC est ainsi passé de 3.5 en 1975, à 1.1 en 1993 et autour de 0.8 actuellement (Breton, 2005). L'amélioration de la digestibilité est toujours recherchée, pour faciliter l'absorption des nutriments par les poissons et donc diminuer quantitativement les pertes fécales (Bergheim et Asgard, 1996). Cette diminution peut être obtenue grâce au choix de

matières premières hautement digestibles (peu riches en amidon brut ou en fibres). Par ailleurs, l'augmentation de la densité énergétique des aliments (incorporation de lipides ou de glucides prétraités) permet de réduire à la fois les pertes fécales et ammoniacales (Cho et Bureau, 1997 ; 2001). Les besoins énergétiques de la truite semblent compris entre 14 et 17 MJ.kg d'aliment⁻¹ (Cho et Kaushik, 1990). Les caractéristiques physiques de l'aliment recherchées sont dépendantes du type de système d'élevage. Pour des élevages intensifs à terre, l'objectif peut être la production de fèces très cohésifs et denses, facilement retenus sur des filtres classiques. À l'opposé, des fèces friables qui se dispersent rapidement sont plutôt recherchées dans le cas d'élevages en cages.

3.2 Le traitement des rejets solides des piscicultures

3.2.1 Généralités sur les systèmes de traitements

Plusieurs auteurs ont passé en revue les méthodes de traitement des effluents piscicoles (Cripps, 1991, 1994 ; Baird *et al.*, 1996 ; Cripps et Kelly, 1996 ; Cripps et Bergheim, 2000 ; Summerfelt *et al.*, 2002 ; Piedrahita, 2003).

Les eaux de rejet des systèmes d'élevage en circuit ouvert sont caractérisées par de forts débits et de faibles concentrations à traiter. Les matières solides, pourvu que leur taille soit suffisante, sont plus faciles à traiter que les matières dissoutes. Pour des raisons économiques et techniques, la filtration mécanique est la plus souvent utilisée pour concentrer et éliminer les MES (Heerfordt, 1991 ; Cripps et Bergheim, 2000 ; Bergheim et Brinker, 2001, 2003). Les MES les plus fines aboutissent à la rivière. Dans un système d'élevage en circuit recirculé, l'accumulation de MES va compromettre le bon fonctionnement du système par perte de transparence de l'eau et sert de substrat aux bactéries hétérotrophes qui entrent en compétition avec les autotrophes, utiles à la filtration biologique. Pour les matières dissoutes, l'objectif est de les transformer en substances dissoutes moins toxiques comme c'est le cas avec la nitrification.

Certaines eaux d'élevage peuvent être traitées à moindre coût par des techniques telles que le lagunage ou le traitement par marais, permettant par une combinaison de procédés aérobies et anaérobies le traitement des éléments dissous et solides. Ces techniques nécessitent cependant des surfaces importantes dont les piscicultures ne disposent généralement pas. Néanmoins, elles peuvent être développées sur des surfaces limitées pour traiter une partie des effluents des élevages ou pour traiter les effluents des systèmes d'élevage en circuit recirculé. Des systèmes intégrés peuvent également être utilisés ; les nutriments des eaux d'élevage permettent alors d'alimenter un second système de production, d'algues ou de mollusques le

plus souvent (Shpigel *et al.*, 1991; 1993; Shpigel et Neori 1996 ; Neori *et al.*, 1998 ; 2000 ; Hussenot., 2003 ; Schuenhoff *et al.*, 2003 ; Troell *et al.*, 2003). La purification de l'eau peut alors atteindre $2 \text{ g de N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ et $0.3 \text{ g de P.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Lefebvre, 2000).

3.2.2 Traitement des rejets solides par filtration

La filtration est un procédé de séparation qui utilise le passage d'un mélange diphasique solide-liquide à travers un milieu poreux, le filtre. L'hydraulique de la filtration est régie par l'équation de Darcy qui met en relation la vitesse de filtration avec les caractéristiques de la couche filtrante et la viscosité du liquide.

Il existe deux catégories de filtration en pisciculture : (1) la filtration sur lit granulaire, le filtre à sable étant le plus souvent utilisé ; (2) la filtration sur support ou tamisage (tamis droit ou rotatif), avec, selon la taille des ouvertures, le microtamisage ($< 150 \mu\text{m}$), le macrotamisage ($200\text{-}4000 \mu\text{m}$) et le dégrillage ($> 4 \text{ mm}$). Pour les eaux issues du grossissement, les tailles des mailles sont généralement comprises entre $80\text{-}150\mu\text{m}$, pour les eaux issues du larvaire entre $10\text{-}40 \mu\text{m}$ (Bergheim et Brinker, 2003).

L'efficacité des filtres varie beaucoup en fonction des caractéristiques de l'effluent et de la taille des mailles utilisées. Les faibles résultats peuvent être attribués à des tailles de maille trop grandes ou des concentrations d'effluents à traiter trop faibles. Bergheim *et al.* (1993b) montrent que l'efficacité d'un système de traitement par filtration peut varier entre 0 et 60% pour des effluents peu concentrés (MES entre $2\text{-}5\text{mg.l}^{-1}$), contre 80 à 100% lors du traitement d'effluents très chargés.

Le choix de la maille dépend donc des caractéristiques des effluents à traiter. La taille des particules dans les eaux d'élevage est essentielle à connaître. Warrer-Hansen (1982), Wong et Piedrahita (2000) ont montré que la taille des particules semble diminuer avec le temps de résidence dans les bassins, du fait de la turbulence de l'eau et de la dégradation biologique.

A l'opposé, Brinker et Rösch (2005) ont observé avec une technique de laser à haute résolution qu'il n'y aurait pas de diminution de la taille des particules lors de leur cheminement en pisciculture, et que, au contraire de grosses particules apparaissent par aggrégation de plus petites, et par colonisation de bactéries pendant le séjour des particules dans les bassins.

Le tableau 6 présente les données existantes sur l'efficacité du traitement des eaux d'élevage par filtration mécanique:

Tableau 6. Efficacité du traitement des eaux d'élevage par filtration mécanique (en %)

Type	Taille maille µm	Réductions en %				Référence
		MES	PT	NT	DBO ₅ *	
disques	1600-6000	20-80				Liltved, 1988 <i>in Cripps et Bergheim, 2000</i>
disques	250-120	16-94	18-65	1-49		Ulgenes, 1992 <i>in Cripps et Bergheim, 2000</i>
tambour	60-150	68	63	17		Bergheim <i>et al.</i> , 1993b
disque	60	84	63	28		Eikebrokk et Ulgenes, 1993
tambour	60	19-91	47-84	7-32	21-80	Cripps, 1994
tambour		76-96	10-15	5-9	0-35	Wedeking, 1996, <i>in Bergheim et Brinker, 2003</i>
tambour		6-100	6-79	0-28	0-49	Eichholz, 1997 <i>in Bergheim et Brinker, 2003</i>
tambour		36.5				Twarowska <i>et al.</i> , 1997
tambour	60	67-97	21-86	4-89		Cripps et Bergheim, 2000
tambour		50-95	30-60		0-20	Rösch, 2000 <i>in Bergheim et Brinker, 2003</i>

* = Demande Biologique en Oxygène

Pour augmenter l'efficacité d'un filtre mécanique, Brinker *et al.* (2005a) ont expérimenté l'ajout de gomme guar et d'alginate à l'aliment de truite, montrant que ces additifs améliorent la tenue des fécès dans les turbulences et facilitent leur filtration.

3.2.3. Traitement des rejets solides par décantation

En système d'élevage en circuit ouvert, les MES des eaux d'élevage ou de lavage des filtres mécaniques sont encore trop diluées et nécessitent une concentration supplémentaire en vue d'une éventuelle valorisation. Cette concentration peut se faire par des procédés de décantation installés : (1) dans les bassins, avec des systèmes de récupération des particules de type Ecotrap pour les bassins cylindriques (Twarowska *et al.*, 1997), de type cônes danois utilisés dans des raceways ou de type hydrocyclonique (Wong et Piedrahita, 2003), (2) après les bassins, en général en association avec un traitement par filtration préalable: on distingue les bassins de décantation plats, les décanteurs circulaires, côniques et lamellaires. Les bassins de décantation plats sont les systèmes de traitement les plus répandus en aval des bassins (Chen *et al.*, 1994). Le principe repose sur le ralentissement des particules dans un bassin où la vitesse d'avancement ne doit pas excéder 6.6 cm.s⁻¹ (Henderson et Bromage, 1988), voire 2 à 4 cm.s⁻¹ selon Warrer Hansen (1982). La difficulté est que ces bassins doivent être suffisamment grands pour accueillir le débit total d'effluent à traiter ; Jatteau (1999b) donne un dimensionnement d'environ 1 m³ par m³.h⁻¹ à traiter. Le tableau 7 présente les résultats comparés de l'efficacité de différents traitements des effluents.

Tableau 7. Efficacité de différents traitements sur le traitement des rejets d'une truiticulture au Danemark (en %) (Heerfordt, 1991)

Traitement	Efficacité du traitement (en %)		
	MES	PT	DBO ₅
Filtration	35-55	31-71	21-39
Décantation	20-36	15-37	25-13
Association de décantation et filtration biologique	17-73		4-125
Association de filtration mécanique et décantation	34-54	4-70	
Combinaison de filtration mécanique, décantation et filtration biologique	38-61		

Il est possible d'obtenir des effluents à teneurs en matières sèches proches de 10%, après passage des eaux de rinçage de filtres dans un système de décantation (Bergheim *et al.*, 1993b).

L'élimination des MES peut être améliorée par des processus de coagulation-floculation (Liltvedt et Vethe, 1990 ; Ebeling *et al.*, 2004). L'ajout de produits permet d'augmenter l'agrégation des particules et ainsi d'augmenter leur décantation. On distingue (1) la coagulation qui consiste à déstabiliser les particules par addition d'un réactif chimique appelé coagulant, de (2) la floculation qui consiste à agglomérer des particules déstabilisées en microfloc et ensuite en flocons plus volumineux, appelés flocs. La coagulation se fait en deux étapes (1) la neutralisation des charges qui engendrent des forces électriques répulsives, comme les forces de Van der Waals (2) l'agrégation des particules en microfloc. Les coagulants peuvent être de type inorganique (sels de fer ou d'aluminium) ou organique (polyamines). Des coagulants tels que Fe³⁺ et Al³⁺ sont des éléments cationiques qui forment au contact de l'eau des hydroxydes de fer ou d'aluminium et modifient les propriétés physico-chimiques (pH, conductivité,..) de l'eau à traiter. Le sulfate ferrique et le sulfate ferreux sont couramment utilisés, la chaux également (Bergheim *et al.*, 1998). Liltvedt et Vethe (1990) ont montré que l'ajout de chaux à un processus de décantation pouvait augmenter la teneur en matières sèches des boues de 38 à 100 g.l⁻¹. Des coagulants organiques polymériques peuvent également être utilisés, la charge cationique étant apportée par une fonction ammonium quaternaire fixée sur la chaîne. Il existe plusieurs catégories de flocculants, naturels (dérivés amylicés, polysaccharides, alginates) ou synthétiques (polymères de polyacrylamides non ioniques ou poly-électrolytes anioniques ou cationiques). De plus en plus, les polymères remplacent les coagulants inorganiques ; ils demandent en effet des dosages plus faibles, produisent moins de boue, sont plus faciles à mélanger et ne demandent pas d'ajuster le pH

(Bolto *et al.*, 1996 ; Ebeling *et al.*, 2004). Des essais ont été menés sur le traitement des effluents par des polymères organiques suivi d'une décantation (Liltvedt et Vethe, 1990). Après 2 à 3 jours, les boues atteignaient un taux de matières sèches de 18%.

3.3 Traitement des rejets par marais construit

Les marais construits, couramment appelés « filtres plantés » ou « lits à macrophytes », sont inspirés du principe de traitement par marais naturels. Ce sont des outils de traitement de l'eau combinant des processus physico-chimiques et biologiques, au travers du substrat, des plantes et des bactéries qui les colonisent. Les marais construits peuvent être utilisés en traitement primaire, mais requièrent alors de grandes superficies, ou en traitement secondaire après traitement des rejets solides par filtration et/ou décantation.

3.3.1. Principe général

Le principe du traitement par marais construit est basé sur une symbiose entre des macrophytes et des microorganismes (bactéries, champignons, algues) et leurs interactions avec la chimie du sol (Schulz *et al.*, 2004a,b). Deux types de processus se produisent dans les marais construits : (1) les processus biotiques consistant en une dégradation microbienne et une utilisation des nutriments par les racines des macrophytes, et (2) les processus abiotiques correspondant à une sédimentation, une filtration et une fixation chimique des éléments contenus dans les effluents sur les particules du sol ou du substrat (Schwartz et Boyd, 1995 ; Schulz *et al.*, 2002).

Les micro-organismes, fixés sur les substrats minéraux du sol et sur les rhizomes des plantes, permettent la dégradation de la matière organique, par des phénomènes d'oxydoréduction. En minéralisant les composés azotés et phosphorés, ils génèrent l'énergie nécessaire à la biosynthèse des plantes. Les rhizomes permettent une aération du sol et un développement de bactéries aérobie du type *Nitrosomas* et *Nitrobacter* (Bahlo et Wach, 1993) assurant les réactions de nitrification. Les processus de dénitrification s'opèrent dans les zones anaérobies des marais construits, qui se développent même avec des effluents à traiter de plus de 4 mg.l⁻¹ d'oxygène (Platzer et Mauch, 1997). En plus de constituer un support végétal, le substrat, de par sa granulométrie, exerce une filtration des MES. Différents types de substrats peuvent être utilisés dans les marais construits (US-EPA, 2000) : (1) la terre, (2) le sable, (3) les graviers qui permettent notamment une bonne réduction du phosphore (Burgoon *et al.*, 1991), (4) la matière organique telle que du compost, de la sciure, du foin, de la paille, qui apporte du carbone pour l'activité bactérienne. En général, on distingue deux couches dans un marais

construit, une couche superficielle de substrat fin type sable, puis une couche de substrat plus épais type gravier (Schulz *et al.*, 2002).

Les plantes permettent avant tout d'assimiler l'N et le P des effluents, pour leur métabolisme propre et fournissent de l'oxygène aux bactéries, par transfert depuis les parties aériennes vers les parties souterraines (Armstrong et Armstrong, 1988, 1990 ; Armstrong *et al.*, 1992). Elles assurent l'ouverture du support minéral grâce à leurs rhizomes et leurs racines qui créent, en se développant, des sortes de tunnels (AERMC, 1999). Différentes macrophytes sont envisageables le plus souvent, il s'agit des roseaux *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis*, le phragmite commun (Naylor *et al.*, 2003). Les *Typha sp.*, appelées communément massettes ou quenouilles, ont démontré leur capacité à tolérer des eaux usées peu, moyennement et fortement concentrées (Costa Pierce, 2003) et peuvent être introduites à la place du phragmite commun pouvant être invasif dans les régions où il n'est pas endémique (Grandtner, 1999). Des graminées, cypéracées, herbacées et autres plantes peuvent être également utilisées (Schwartz et Boyd, 1995 ; Summerfelt *et al.*, 1999 ; Costa Pierce, 2003 ; Kerepeczki *et al.*, 2003 ; Michael, 2003).

3.3.2. Différents types de marais construits

Il existe deux types de marais construits, à écoulement superficiel et à écoulement sub-superficiel. Les marais construits à écoulement superficiel (dits « free water surface wetlands » ou « surface flow wetlands ») sont les premiers à avoir été développés en Europe (Brix, 1993, 1994 ; Vymazal, 2005). Dans ces marais, le niveau de l'effluent à traiter est plus élevé que la surface du sol. La zone superficielle du marais construit est souvent aérobie et la zone plus profonde anaérobie. Les marais construits à écoulement superficiel semblent efficaces pour traiter la matière organique et les coliformes mais peu efficaces pour dégrader l'azote (Healy *et al.*, 2006). Les avantages de ce système sont un faible coût, une facilité de construction et de maintenance, mais il requiert de grandes superficies (US EPA, 2000).

Dans les marais construits à écoulement sub-superficiel (dits « subsurface flow wetlands ») (Miller et Semmens, 2002), le niveau de l'effluent est au niveau du sol, l'écoulement se fait au travers du sol constitué par un substrat poreux. Ce type de marais construit est plus adapté aux petits volumes et aux conditions climatiques froides. Ces marais construits à écoulement sub-superficiel peuvent être séparés en deux classes selon la direction du flux d'effluents : on parle de marais construits horizontaux (Pardue *et al.*, 1994 ; Reed *et al.*, 1995) ou marais construits verticaux (Liénard *et al.*, 1990 ; Reed *et al.*, 1995).

Les **marais construits horizontaux**, développés par Kickuth en 1964, sont les plus couramment utilisés en Europe. L'alimentation se fait en continu à une extrémité, l'évacuation se fait par un drain installé à l'autre extrémité ; le niveau de l'effluent à traiter est maintenu haut en permanence. Ces marais construits permettent une bonne réduction des MES, de la DBO et des coliformes fécaux, et fonctionnement principalement en conditions anaérobies (Vymazal, 2005). Il existe un risque de colmatage du système, lié à la sédimentation des particules, à la croissance du biofilm et aux précipitations chimiques (Tanner *et al.*, 1995a,b, 1998 ; Langergraber *et al.*, 2003). La conductivité hydraulique et le volume effectif sont alors réduits et la vitesse de passage de l'effluent dans les interstices non colmatés augmente (Tanner *et al.*, 1998). Des études ont montré qu'après plusieurs années, 25% du volume total du marais construit pouvaient être colmatés (Kadlec et Watson, 1993 ; Dahab et Surampalli, 2001). La charge maximale recommandée pour éviter le colmatage est de 6-7 g DBO.m⁻².j⁻¹ (NRCS, 1991 ; US EPA, 2000). Pour des effluents chargés de 2-5 g DBO.m⁻².jour⁻¹, les taux d'abattement de la DBO et des MES sont de 80 et 88% (Neralla *et al.*, 2000). Les marais construits horizontaux sont plutôt utilisés pour le traitement secondaire après décantation, ou pour le traitement tertiaire après traitement biologique.

Dans les **marais construits verticaux**, développés par Seidel dans les années 1970, les eaux percolent puis sont collectées dans le fond du bassin par une couche drainante. Ces marais construits fonctionnent avec une alternance niveau haut / niveau bas de l'effluent à traiter et sont ainsi maintenus en aérobie (Liénard *et al.*, 1990 ; Guilloteau *et al.*, 1993a, b ; Boutin *et al.*, 1997). L'aération du marais construit vertical est assurée par cette fluctuation de niveau haut / bas, par la diffusion qui opère à la fois depuis la surface et par le dispositif d'aération de la couche drainante. Les marais construits verticaux permettent de réduire efficacement la matière organique et les nutriments, si la charge en demande Chimique en Oxygène (DCO) n'excède pas 20 g.m⁻².j⁻¹ (Von Felde et Kunst, 1997). Luederitz *et al.* (2001) ont montré que les taux de réduction de DCO et NT étaient de 94% et 61% pour un effluent de 35 g.m⁻².j⁻¹ de DCO, et de 99.5 et 93.8% pour un effluent de 20 g.m⁻².j⁻¹ de DCO. Comme dans les marais construits horizontaux, il existe un risque de colmatage (Caselles-Osorio et Garcia, 2006) : la charge maximale recommandée pour éviter le colmatage est de 25 g DBO.m⁻².j⁻¹ (Platzer et Mauch, 1997 ; US EPA, 2000). Muller (2000) préconise un apport maximum de 15 g de MES.m⁻².j⁻¹ pour éviter le colmatage. Ces marais verticaux sont utilisés pour traiter des eaux plus concentrées que les marais construits horizontaux (Summerfelt *et al.*, 1999). Une combinaison de marais construits horizontal pour réduire les MES et la DBO et vertical pour

la nitrification est couramment utilisée (Vyzamal *et al.*, 1998 ; Cooper *et al.*, 1999 ; Comeau *et al.*, 2001).

3.2.3. Efficacité du traitement des effluents par les marais construits

Dans les marais construits, la matière organique est dégradée par des bactéries aérobies ou anaérobies, en éléments dissous et gazeux (Kadlec et Knight, 1996). Certaines études ont montré que les MES étaient avant tout réduites par sédimentation dans les marais construits ; en comparant des systèmes plantés à des systèmes non plantés, l'efficacité dans la réduction des MES de l'effluent était inchangée (Ciria *et al.*, 2005). La DBO peut être réduite par des processus physiques de sédimentation et biologique de dégradation microbienne aérobie principalement au niveau racinaire (Tanner *et al.*, 1995a, b ; Naylor *et al.*, 2003 ; Ciria *et al.*, 2005). Les teneurs en éléments dissous (NO_3^- , NO_2^- , AAT, PO_4^{3-}) peuvent être également réduites par les plantes et microorganismes (Schwartz et Boyd, 1995 ; Lin *et al.*, 2002a) ainsi que des processus physiques de filtration et sédimentation (Hiley, 1995 ; Hunt et Poach, 2001 ; Day *et al.*, 2004).

Pour l'azote, les comportements des marais construits verticaux et horizontaux sont différents. Les marais construits verticaux assurent une bonne nitrification de l'AAT par les bactéries *Nitrosomas* et *Nitrobacter* (Schlegel, 1985), les marais construits horizontaux, en dessous de 0.2 mg.L^{-1} d' O_2 , transforment par dénitrification les NO_3^- en azote gazeux N_2 (Terai *et al.*, 1987, in Schulz *et al.*, 2003 ; Philippi *et al.*, 1999 ; Platzer, 1999 ; Summerfelt *et al.*, 1999 ; Kerepeczki *et al.*, 2003). Dans de nombreux cas, la concentration en oxygène est insuffisante pour assurer une nitrification (Mitsch et Gosselink, 1993 ; Hammer et Knight, 1994 ; Gray *et al.*, 2000 ; Ciria *et al.*, 2005).

L'épuration du phosphore est principalement due à des phénomènes physiques d'adsorption par le substrat et de précipitation (Kadlec et Knight, 1996 ; Comeau *et al.*, 2001 ; Hunt et Poach, 2001 ; Naylor *et al.*, 2003).

Le tableau 8 présente des ordres de grandeurs de réductions par marais construits.

Tableau 8. Efficacité des réductions en N, P, MES et DBO₅ par marais construits

Référence	Réduction N (mg.m ⁻² .j ⁻¹)	Réduction P (mg.m ⁻² .j ⁻¹)	Réduction DBO ₅ / MES (mg.m ⁻² .j ⁻¹)
Burgoon <i>et al.</i> , 1991	260 - 430 (NT)		
Tanner <i>et al.</i> , 1995b	150 - 1400 (NT)	130 à 320 pour PT	
Panella <i>et al.</i> , 1999	15 (AAT), 419 (N-NO ₃)	15 pour P-PO ₄	690 (DBO ₅), 460 (MES)
Bachand et Horne, 2000	565 (NT)		
Lin <i>et al.</i> , 2002a	550 (NT)	230 pour PT	
Lin <i>et al.</i> , 2003	137 (N dissouss), 36 (AAT), 14 (N-NO ₂), 87 (N-NO ₃)	138 pour P-PO ₄	360 (DBO ₅), 7800 (MES)
Schulz <i>et al.</i> , 2002 ; Schulz <i>et al.</i> , 2004			9000 à 72800 (MES)
Lin <i>et al.</i> , 2005	310 à 340 (N-NH ₄) 160 à 580 (N-NO ₂)		12400 à 24600 (MES)

De nombreuses études ont porté sur l'amélioration de l'adsorption du phosphore par des réactions d'échange de ligands avec des composants tels que la calcite, le calcium, les oxydes de fer, d'aluminium ou de manganèse (Brix *et al.*, 2001 ; Comeau *et al.*, 2001; Naylor *et al.*, 2003 ; Molle, 2003).

L'efficacité du traitement par marais construit peut être attribuée à divers facteurs : le type de marais, la profondeur et le dimensionnement, le temps de résidence de l'effluent à traiter, la composition de l'effluent, la saison.

Ainsi, dans les marais construits verticaux, la réduction de l'azote semble négligeable au delà du système racinaire (Gersberg *et al.*, 1986 ; Kadlec et Knight, 1996 ; Brix, 1997, 2003 ; Garcia *et al.*, 2003). Dans les marais construits horizontaux, plus homogènes, il semblerait qu'il n'y ait pas d'effet de la profondeur sur l'efficacité à réduire les polluants (Bayley *et al.*, 2003 ; Headley *et al.*, 2005).

Il existe peu de données sur le dimensionnement des marais construits et les valeurs sont assez hétérogènes. L'US-EPA (2000) recommande 4-8 m² de marais par EH⁶ pour les marais verticaux et 8-9 m² pour les marais construits horizontaux. Le temps de résidence de l'effluent

⁶ L'équivalent habitant (EH) est l'unité de mesure qui représente la quantité journalière de pollution produite en moyenne par un habitant (directive européenne du 21 mai 1991). L'EH correspond à une production de 90 g de MES, 60 g de DBO₅, 15 g de NK (Kjeldahl) et 4 g de PT.

dans le marais construit peut varier beaucoup, entre ½ h et jusqu'à plus de 20 jours ; de nombreux auteurs ont montré que les réductions augmentaient avec le temps de résidence (Pardue, 1994 ; Summerfelt *et al.*, 1999 ; Lin *et al.*, 2002a ; Schulz *et al.*, 2002, 2004a,b ; Kerepeczki *et al.*, 2003 ; Michael, 2003). Il semblerait que pour des effluents chargés en MES entre 50-7000mg.l⁻¹, des temps de résidence de plusieurs jours dans les marais construits soient conseillés (Schwartz et Boyd, 1995 ; Lin *et al.*, 2002a ; Kerepeczki *et al.*, 2003).

Certains auteurs annoncent une variabilité du traitement par marais liée à la saison, avec une efficacité réduite en hiver, en particulier pour le traitement azoté ; d'autres réductions (DBO₅, PT), attribuées à des processus physiques de sédimentation, restent stables quelle que soit la saison (Bishop et Eighmy, 1989 ; Stober *et al.*, 1997 ; Jing *et al.*, 2001 ; Ansola *et al.*, 2004 ; Bulc, 2006 ; Kadlec, 2006). Le tableau 9 présente l'efficacité de traitement par marais construits en comparaison avec des systèmes de traitement classiques (Hennessy, 1991 ; Bergheim *et al.*, 1993a,b ; Fladung, 1993 ; Schwartz et Boyd, 1995 ; Kadlec et Knight, 1996 ; Wedekind, 1996 in Bergheim et Brinker, 2003 ; Summerfelt *et al.*, 1999 ; Lin *et al.*, 2002a,b ; Schulz *et al.*, 2002 ; Kerepeczki *et al.*, 2003 ; Sindilariu *et al.*, 2007).

Tableau 9. Rendements d'épuration des effluents d'élevage par marais construit, décantation et filtration

	Rendement minimal du marais (%)	Rendement maximal du marais (%)	Décantation (%)	Filtration (%)
MES	47	98	58-97	50-74
DCO* / DBO ₅	25 / 24	95 / 90		
NT	19	93		
N-NO ₂	44	90		
N-NO ₃	38	68		
AAT	37	98		
PT	32	91	34	49-63
P-PO ₄	5	90		

* DCO= demande chimique en oxygène

Ces données bibliographiques montrent que les marais construits ont une efficacité de traitement des MES similaire aux systèmes de filtration et décantation et peuvent permettre un traitement plus efficace des rejets phosphorés. L'association de ce type de traitement avec des procédés de traitements classiques (filtration et décantation) semble intéressante et nécessite une évaluation *in situ*. Le 2^{ème} chapitre de la thèse porte sur le traitement des effluents d'une pisciculture d'eau douce fonctionnant en circuit ouvert.

Le système de traitement sélectionné est un système de filtration mécanique des eaux d'élevage, de décantations primaire et secondaire des eaux de lavage des filtres, puis de traitement par marais construits. Deux types de marais ont été construits sur le site de la pisciculture, un marais construit vertical et un marais construit horizontal.

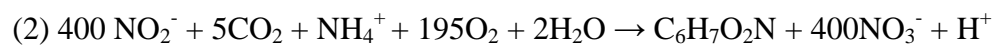
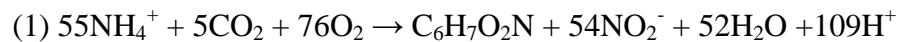
II- Système d'élevage de la truite en circuit recirculé

La production française de truites est de 40000 tonnes par an (donnée MAP, 2003), répartie en 800 sites fonctionnant en circuit ouvert, avec des densités en élevage fluctuant classiquement entre 30 et 60 kg.m⁻³ (Ellis *et al.*, 2002). En circuit ouvert, l'eau n'est utilisée qu'une ou deux fois, avec des besoins en eau neuve d'environ 100 m³.kg⁻¹ d'aliment (Jimenez del Rio *et al.*, 1996). Les piscicultures sont aujourd'hui confrontées au contexte général de la diminution des ressources en eau (Varadi, 2000 ; Goldberg *et al.*, 2001) et de la détérioration de la qualité des cours d'eau, la DCE prévoit de limiter les rejets dans le milieu naturel d'ici à 2015. Les systèmes d'élevage en circuit recirculé offrent la possibilité de réduire les consommations en eau tout en contrôlant la qualité de l'eau d'élevage. Les besoins en eau neuve de ces systèmes d'élevage peuvent être réduits d'un facteur 100 par rapport aux circuits ouverts en équipant les bassins d'un système de traitement de l'eau. Ces systèmes permettent également de diminuer par le même facteur les quantités d'eau rejetées facilitant ainsi leur traitement (Pagand, 1999 ; Blancheton, 2000 ; Léonard, 2000).

1- Principe du système d'élevage en circuit recirculé

Les systèmes d'élevage en circuit recirculé incluent une série d'opérations de traitement de l'eau, fonction du degré de réutilisation de l'eau et du niveau de qualité d'eau requis qui varient selon l'espèce de poisson élevée, sa taille et les objectifs de production (Blancheton *et al.*, 2007). Classiquement, les systèmes d'élevage en circuit recirculé associent aux bassins d'élevage un dispositif de collecte des matières solides (décantation ou filtration), une action sur les gaz dissous (oxygénation, dégazage du CO₂), une boucle de traitement biologique (nitrification bactérienne et désinfection aux ultra-violets) et un contrôle du pH et de la température de l'eau (Chen *et al.*, 1993a,b ; Heinen *et al.*, 1996; Patterson et Watts, 2003 ; Colt, 2006). La nitrification permet l'oxydation de l'ammoniaque, principal produit de l'excrétion azotée dont la forme non ionisée est hautement toxique pour les poissons (Tomasso, 1994), en nitrates, dont le seuil de toxicité est nettement plus élevé. L'AAT peut avoir des effets sur la croissance des poissons et causer des lésions et maladies, aggravés par la combinaison avec d'autres facteurs environnementaux comme le manque en O₂ dissous

(Wajsbrodt *et al.*, 1991 ; Foss *et al.*, 2003), les nitrites (Lemarié *et al.*, 2004), et le CO₂ (Randall et Wright, 1989). La croissance de la truite n'est affectée que pour des concentrations en nitrates supérieures à 180 mg N-NO₃.l⁻¹ (Berka *et al.*, 1981), pour d'autres espèces les valeurs seuils sont de 500 à 1000 mg N-NO₃.l⁻¹ (Otte et Rosenthal, 1979 ; Honda *et al.*, 1993 ; Colt, 2006). La nitrification se fait en deux étapes successives par des bactéries chemolitho-autotrophes, *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* ; les réactions stœchiométriques ont été établies par Haugh et Mac Carty (1972) (*in Watten et Sibrell, 2006*) :



Ces réactions provoquent une acidification du milieu par libération d'ions H⁺, le contrôle de la valeur de pH est donc nécessaire soit par un apport en eau neuve, soit par ajout d'une base (NaHCO₃ ou Ca(OH)₂). On distingue les filtres biologiques à film bactérien fixé sur substrats, des filtres à film bactérien en suspension, dits à lits agités ou fluidisés (Gutierrez-Wing et Malone, 2006). Les filtres biologiques à lits agités ont été développés dans la fin des années 1980, et ont connu un franc succès dans le traitement des eaux domestiques, industrielles, et potables, ainsi que pour le traitement des eaux d'élevages de poissons (Hem *et al.*, 1994 ; Rusten *et al.*, 1995). Les cinétiques d'oxydation de ces filtres varient entre 0.28 et 0.55 g d'AAT.m⁻².jour⁻¹ pour des surfaces spécifiques de 150 à 350 m².m⁻³ (Kruner et Rosenthal, 1983 ; Nijhof et Bovendeur, 1990 ; Van Rijn et Rivera, 1990 ; Kikuchi *et al.*, 1994). Une oxydation incomplète de l'ammoniaque peut se produire, entraînant une accumulation de nitrites dans l'eau ; ce phénomène peut être lié à des concentrations insuffisantes en oxygène (Helder et De Vries, 1983 ; Manthe *et al.*, 1984 ; Alleman, 1985 ; Van Rijn et Rivera, 1990), une accumulation excessive de matière organique, la persistance de zones semi-anaérobies, de fortes intensités lumineuses (Olsen, 1981 ; Diab et Shilo, 1988), ou encore à la présence de bactéries dénitrifiantes (Van Rijn, 1996).

2- Le système d'élevage en circuit recirculé appliqué à l'élevage de truites

La viabilité économique des systèmes d'élevage en circuit recirculé a été bien établie pour l'élevage larvaire des espèces marines, le stockage des géniteurs, et le grossissement des espèces d'eau douce chaude du fait des économies énergétiques notamment (Buckling *et al.*, 1993 ; Davis et Lock, 1997 ; Blancheton, 2000 ; Hinshaw et Thompson, 2000). Mais le grossissement d'espèces à faible valeur ajoutée comme les salmonidés semble *a priori* peu compétitif avec les systèmes d'élevage en circuit ouvert traditionnels (Losordo et Westeman, 1994 ; Timmons et Losordo, 1994 ; Malone, 2002). Depuis quelques années, le

développement de systèmes d'élevage en circuit recirculé à faible coût a commencé pour le grossissement des espèces d'eau douce froide. Ainsi, au Danemark, suite à l'évolution de la réglementation sur l'eau, des fermes modèles en recirculé se sont développées, basées sur la minimisation des consommations énergétiques. Ces fermes fonctionnent sur un compromis entre les circuits ouverts et les circuits recirculés, avec des consommations en eau neuve intermédiaires autour de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ d'aliment et un traitement de l'eau simplifié.

2.1 Le système d'élevage en circuit recirculé danois

Les fermes modèles danoises fonctionnent sur un principe de recirculation rapide dans les bassins et de consommations énergétiques réduites. Aujourd'hui, 10% des truites AEC danoises sont produits par ces fermes et un doublement de la production est prévu pour les années à venir. Dans ces fermes en circuit recirculé, une partie des bassins est prévue pour l'élevage, la circulation de l'eau et le piégeage des grosses particules, l'autre partie est prévue pour un traitement complémentaire de l'eau (Fig.3).

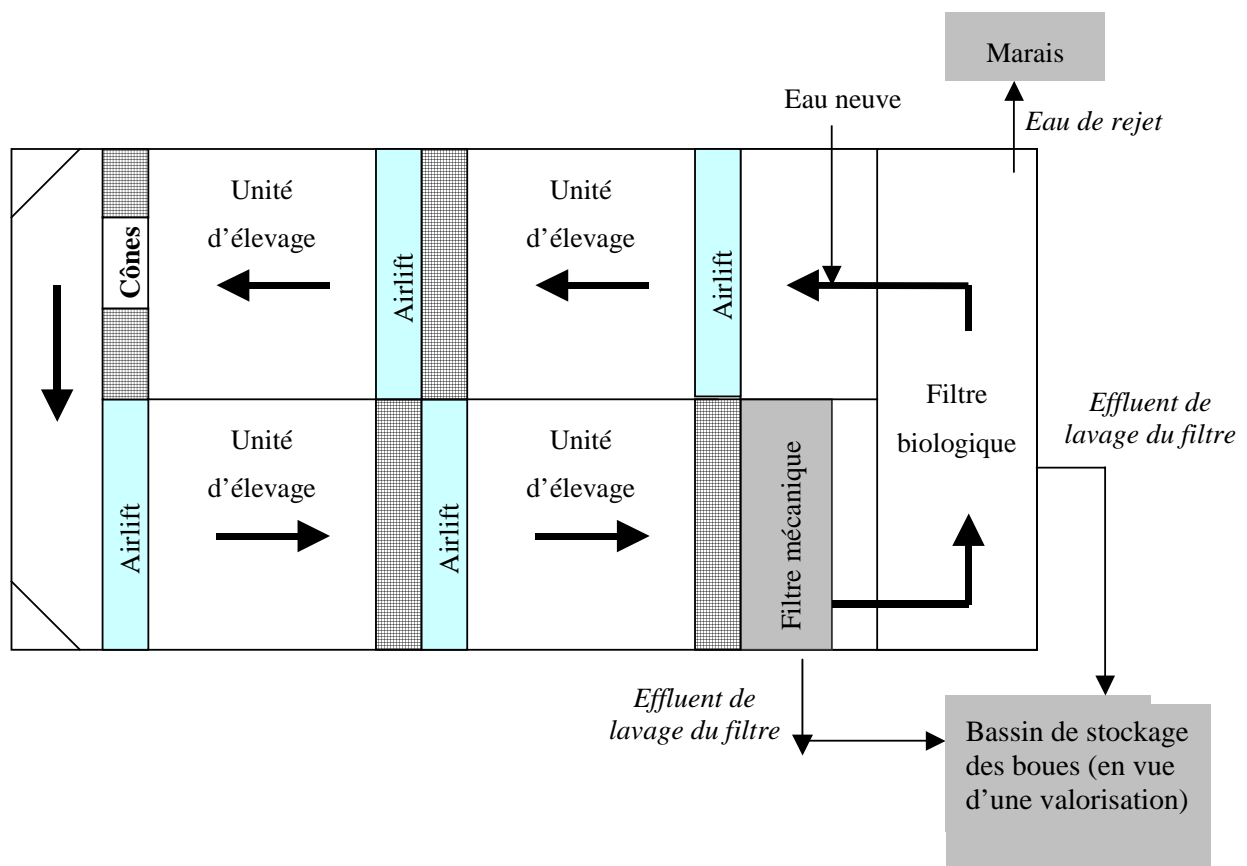


Figure 3. Schéma d'une ferme en circuit recirculé de type danois

La circulation de l'eau dans les bassins est assurée par des pompes airlift considérées comme avantageuses du point de vue énergétique. Ce système de propulsion a également montré son efficacité pour ré-oxygéner l'eau et dégazer le CO_2 du fait d'injection d'air comprimé en

profondeur. Les coûts énergétiques sont réduits de moitié par rapport à des systèmes de pompage et d'oxygénation classiques (Mozes *et al.*, 2002). Les fermes danoises utilisent des pompes airlift en amont de chaque unité d'élevage. Le taux de recirculation dans les bassins est de 5 à 10 fois par heure, contre 1 à 2 fois dans les systèmes d'élevage en circuit ouvert (Lareau *et al.*, 2004). A chacun des passages dans l'airlift, l'eau est enrichie en O₂ et le CO₂ est en partie dégazé. Le piégeage des particules se fait en aval de chaque unité d'élevage par des cônes de sédimentation creusés dans le fond des bassins, purgés chaque jour. Ces zones de sédimentation sont souvent précédées d'une zone sans poisson, où la vitesse peut être ralentie (agrandissement de la section du bassin) et de ce fait la sédimentation améliorée. Le reste des bassins est prévu pour un traitement complémentaire de l'eau ; il inclut en général un filtre mécanique (à tapis ou rotatif), un filtre biologique à lit fluidisé (parfois combiné avec des substrats fixes) et un traitement de l'eau de rejet par marais naturels avant déversement en rivière.

L'élevage de truites en circuit recirculé se développe dans plusieurs pays mais les performances de production n'ont été à ce jour que peu documentées (Heinen et Hankins, 1996 ; Schuster et Stelz, 1998). Les performances et le bien être des poissons dans ces systèmes d'élevage en circuit recirculé sont deux axes essentiels de recherche à développer afin de définir les limites de production de ces nouveaux systèmes d'élevage et améliorer leur conception.

2.2 Le bien être des poissons en élevage

L'augmentation de la capacité de production par unité de surface est nécessaire pour compenser les coûts d'investissement et de fonctionnement liés aux systèmes d'élevage en circuit recirculé. Ainsi, les fermes danoises pratiquent des densités en élevage jusqu'à plus de 100 kg.m⁻³. L'augmentation de la densité en élevage a pour conséquence de diminuer la quantité l'oxygène disponible et d'accumuler des produits toxiques pour les poissons, tels que l'AAT, le CO₂, les NO₂⁻ et les métabolites bactériens. La dégradation de la qualité de l'eau génère des conditions de stress pour les poissons, augmentant le risque de pathologies, affectant la prise alimentaire et la croissance et induisant une diminution de l'état de "bien être" des poissons (Brett, 1979 ; Piper *et al.*, 1982 ; Jobling, 1994 ; Cooke *et al.*, 2000). Le bien être en élevage est défini comme "*l'état physique et mental d'un animal en relation avec son environnement, reflétant sa santé, son bien être, sa qualité de vie et l'absence de souffrance*" (Appleby et Hughes, 1997). La qualité de l'eau est le point clé pour définir la capacité d'accueil d'un système d'élevage piscicole et donc la densité d'élevage maximale

sans atteinte au bien être. Pourtant, 28 des 40 études passées en revue par Ellis *et al.* (2002) mentionnent des effets négatifs de l'augmentation de la densité en élevage, sans avoir étudié les paramètres de dégradation de la qualité de l'eau.

L'observation des nageoires, avec d'autres indices biologiques, est une façon simple et rapide d'étudier les conditions de santé des poissons, en conditions de laboratoires ou au niveau des sites de production (Goede et Barton, 1990 ; Latremouille, 2003). L'état des nageoires est également considéré comme un indicateur de bien être des poissons (Ellis *et al.*, 2002 ; Turnbull *et al.*, 2005 ; Huntingford *et al.*, 2006). Les nageoires pectorales et dorsales sont le plus souvent utilisées, plus sensibles à l'érosion et aux lésions que les autres et plus faciles à utiliser pour quantifier des niveaux d'érosion légers (Pelis et McCormick, 2003). En conditions d'élevage, la nageoire caudale est classiquement utilisée pour le tri à l'aspect des poissons à commercialiser entiers. Il faut donc une approche multifactorielle pour évaluer le bien être des poissons en élevage : indicateurs de comportement, qualité de l'eau, physiologie, zootechnie et aspect sanitaire.

Le développement des systèmes d'élevage en circuit recirculé de type danois en condition de pisciculture en France apparaît intéressant pour réduire les rejets dans les milieux naturels mais nécessite une validation expérimentale à la fois pour mesurer les performances effectives des poissons dans ce type de système et pour fixer les limites à respecter pour le bien être des truites.

Pour ce faire, un bassin pilote basé sur le principe des fermes danoises a été construit sur le site de la pisciculture MURGAT. Le 3^{ème} chapitre de la thèse présente les résultats obtenus sur ce système d'élevage de truites en circuit recirculé. Le premier objectif est de comparer les performances des poissons dans le circuit recirculé avec le circuit ouvert.

Le second objectif est de définir les conditions de fonctionnement optimal du système pour la production d'un poisson de qualité, à moindre coût économique, en diminuant la recirculation de l'eau dans le bassin et donc les consommations énergétiques. Le dernier objectif est de définir la capacité maximale de production du système en augmentant la densité d'élevage, sans réduction des performances des poissons et en maintenant des conditions de bien être en élevage.

III- Vers une aquaculture durable : comparaison de deux systèmes d'élevage piscicole par ACV

L'analyse du cycle de vie ou ACV est un outil (ISO14040) permettant d'évaluer l'impact complet d'un produit ou d'un procédé sur l'environnement.

Cet outil peut s'appliquer aux systèmes d'élevage piscicole dès lors que l'on dispose des données nécessaires sur les flux de matières et d'énergie. Les premières applications de l'ACV en pisciculture ont été proposées par Seppala *et al.* (2001) et Papatryphon *et al.* (2004a, b). Divers indicateurs ont pu être établis afin d'évaluer l'impact d'une production piscicole sur l'environnement.

Les impacts potentiels sur l'environnement d'une production se situent à deux niveaux:

- (1) le niveau global qui prend en compte les effets sur le réchauffement climatique, l'utilisation de production primaire et l'utilisation d'énergies :
 - Le potentiel de réchauffement climatique (exprimé en kg équivalent CO₂) quantifie l'impact potentiel des émissions gazeuses (CO₂, méthane CH₄, protoxyde d'azote N₂O) sur la capacité de l'atmosphère à absorber les rayonnements infrarouges émis par la terre, participant ainsi à l'effet de serre. Le potentiel de réchauffement climatique est calculé en utilisant les facteurs GWP₁₀₀ (potentiel de réchauffement climatique à 100 ans) selon Houghton *et al.* (1996).
 - L'utilisation de production primaire nette (exprimée en kg de carbone) correspond à l'utilisation des ressources biotiques (Papatryphon *et al.*, 2004b) ; elle représente le niveau trophique de l'élevage à partir de la quantité de carbone issue de la production primaire (obtenue par photosynthèse).
 - L'utilisation des énergies nucléaires et fossiles (gaz et pétrole) (exprimée en MJ) est évaluée selon la méthode Sima Pro 2 (Pré consultants, 1997).
- (2) le niveau régional qui prend en compte l'eutrophisation et l'acidification potentielles du milieu, l'utilisation de l'eau et de la surface du système étudié (Aubin *et al.*, 2004, 2006 ; Papatryphon *et al.*, 2004a).
 - Le potentiel d'eutrophisation (exprimé en kg équivalent PO₄) traduit l'impact environnemental potentiel des macro-nutriments, en particulier l'azote et le phosphore solides et dissous ; il est calculé en utilisant les facteurs de potentiel d'eutrophisation décrits par Guinée *et al.* (2002).
 - Le potentiel d'acidification (exprimé en kg équivalent SO₂) traduit les effets négatifs de polluants acidifiants comme le SO₂ (dioxyde de soufre), les NH₃, les NO₂, les NO_x

(oxydes d'azote) sur les sols, les eaux de surface et les écosystèmes. Cet indicateur est calculé en utilisant les facteurs moyens européens d'acidification décrits par Huijbregts (1999).

- L'utilisation de l'eau (exprimée en m^3) correspond à la quantité d'eau qui transite au travers du système d'élevage.
- L'utilisation d'espace (exprimée en m^2) correspond à la surface au sol utilisée par le système étudié.

Mettant à profit les données acquises au cours de cette thèse, le dernier chapitre procède à l'analyse du cycle de vie du système d'élevage de truites en circuit recirculé et le compare à l'analyse du cycle de vie du système d'élevage en circuit ouvert.

CHAPITRE 1 – Caractérisation des rejets d'une ferme piscicole

Les premières biotransformations s'opèrent à partir de l'aliment distribué, ce dernier constituant l'intrant principal et quantifié de la ferme. Les rejets générés résultent des apports alimentaires, de l'ingestion et des biotransformations dans l'organisme des poissons. Ils ne sont *a priori* accessibles qu'au prix de mesures directes de flux de substances en amont et en aval du rejet (méthode « hydrobiologique »). Par rapport aux masses de substances entrées par l'aliment, ces mesures directes des rejets permettent de chiffrer globalement l'ensemble des biotransformations. Ces mesures lourdes de flux de matières ne pouvant être réalisées en routine dans chaque établissement, on tentera de mettre au point un outil de gestion des rejets suffisamment fiable par rapport aux mesures directes. Pour cela on adoptera l'hypothèse selon laquelle il existe, en conditions de salmoniculture intensive, une relation directe entre l'aliment distribué et les rejets générés. En d'autres termes la standardisation des opérations d'élevage pourrait aussi standardiser l'ingestion et l'ensemble des biotransformations. Dans cette optique qu'il conviendra de vérifier et valider, on pourrait estimer couramment les rejets à partir des aliments distribués, sur une base « nutritionnelle ». L'objectif de ce chapitre est de comparer les flux de rejets produits par une ferme en circuit ouvert en utilisant les deux méthodes d'approche précitées : la méthode hydrobiologique et la méthode nutritionnelle. Cette partie a fait l'objet de deux articles (cf. annexe 1):

- une publication dans la revue *Aquaculture* (cf. annexe 2):

Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Boujard, T., Aubin, J., Moutounet, Y., Przybyla, C., Belaud, A., 2008. Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture*, 274, 72-79.

- un article dans la revue de la World Aquaculture Society

Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2006. The wastes from marine fish production systems : characterization, minimization, treatment and valorization. *World aquaculture*, 37 (3) 28-35, 70.

1. Matériel et méthodes

1.1 Description du site d'étude

Le site d'étude à la fois expérimental et de production est la salmoniculture Charles Murgat S.A.S, localisée dans le sud-est de la France, à Beaufort en Isère. La pisciculture fonctionne en circuit ouvert et produit environ 600 tonnes par an de saumons de fontaine, truites AEC, ombles chevalier et truites fario, à une densité d'élevage moyenne de 58 kg.m⁻³. Les eaux,

issues d'un mélange de sources permanentes, sont d'excellente qualité en matière de minéralisation, valeur de pH et relativement stables en température (voisine de 11.7°C durant la période étudiée) : elles assurent une bonne stabilité des conditions d'élevage sur l'ensemble de l'année.

L'aliment distribué, de type extrudé, est composé en moyenne de 45% de protéines, 27% de lipides, 10.1% de glucides, 0.9% de phosphore et son énergie est de 21.1 MJ.kg⁻¹. Les rations alimentaires sont définies quotidiennement en fonction de la température de l'eau et du poids moyen des poissons, suivant les tables de rationnement préconisées par les fabricants d'aliment. La distribution d'aliment des poissons est en partie automatisée (une distribution le matin et une distribution l'après midi, fixées en fonction de la photopériode), en partie manuelle (jusqu'à la ration indiquée par le fabricant d'aliment) permettant de limiter le gaspillage d'aliment. Les biomasses en stock et les croissances sont suivies par des biométries bi-hebdomadaires (50 individus pesés par lot), permettant de calculer chaque quinzaine les IC. Ces conditions climatiques et techniques sont favorables pour cette recherche. Le site de grossissement se divise en deux secteurs (Fig.4):

- Le secteur 1 est composé de 7 bassins de type « raceway » en béton (dimensions de 70*6*0.8 m³), contenant les 4 espèces élevées, à des poids individuels compris entre 50 g et plus de 2 kg. Ces bassins sont sur deux plateformes en série : l'une de 3 bassins, l'autre de 4 (Fig.4). Chaque bassin est subdivisé par des grilles pour séparer en lots les différentes espèces et les différentes tailles. Durant l'étude, 55 à 70% des poissons présentent un poids moyen de 200 g et l'IC moyen est de 0.85.
- Le secteur 2 est composé de 2 bassins en série de type « raceway » en béton (dimensions de 80*6*1 m³), comprenant des truites AEC de 200 g à plus de 1 kg. Durant l'étude, 50% de ces poissons présentaient un poids moyen de 500 g et l'IC moyen était de 0.95.

Le secteur 1 est traversé par un débit total variant de 600 à 2000 l.s⁻¹ selon les périodes de l'année, correspondant à un taux de renouvellement par bassin de 250 à 800% par heure. Un mélange d'eau de source et d'eau de sortie du secteur 2 alimente les trois bassins de tête du secteur 1 (Fig.4). Après filtration mécanique et ré-oxygénation (au moyen d'une plate-forme à jets), l'eau des trois bassins est réutilisée pour les 4 bassins suivants du secteur 1. Chaque bassin est équipé d'aérateurs de surface en nombre variable pour maintenir une concentration en oxygène minimale de 5 mg.l⁻¹ en sortie. Les effluents du secteur 1 sont traités par un second filtre mécanique avant rejet dans un parcours de pêche, puis en rivière.

Les deux bassins du secteur 2 sont alimentés avec l'eau de source dont le débit varie peu autour de 500 l.s^{-1} .

Les rejets issus des deux secteurs du grossissement ont été mesurés et évalués en utilisant, respectivement la méthode hydrobiologique et la méthode nutritionnelle.

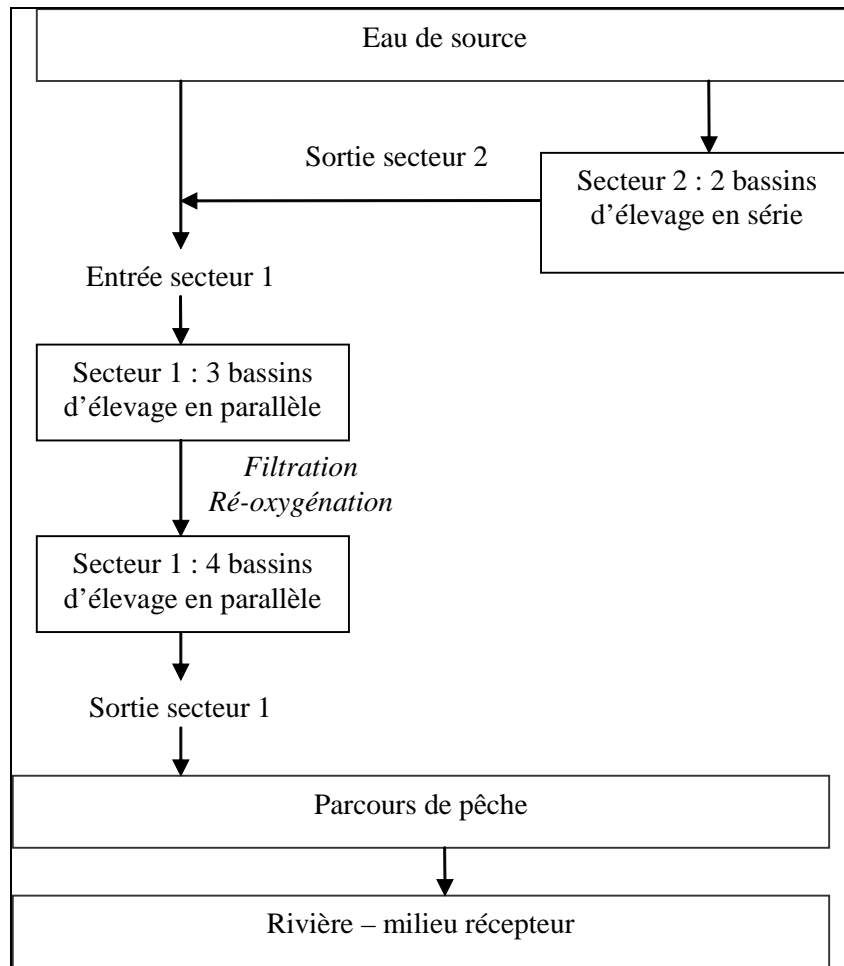


Figure 4. Schéma du site de grossissement de la pisciculture Murgat

1.2 Les méthodes d'évaluation des rejets

1.2.1 La méthode hydrobiologique

La méthode hydrobiologique consiste à procéder à des prises d'échantillons d'eau et des mesures concomitantes de débits en entrée et en sortie de chaque secteur de la pisciculture. Des bilans de masse sont réalisés sur les composés azotés et phosphorés, solides et dissous. Compte-tenu des forts débits et des vitesses associées, les dépôts de matières solides dans les bassins ont été négligés : cette simplification est accréditée par la constatation d'absence de boues déposées au fond des bassins. De plus, on considère que le faible temps de résidence de

l'eau dans les bassins (entre 7 et 24 minutes) ne donne pas lieu à des biotransformations significatives hors de l'organisme des poissons.

Quatre bilans complets sur cycle de 24 h ont été réalisés sur les deux secteurs de la pisciculture entre janvier et mars 2006, le quatrième bilan a dû être réduit au secteur 1 car le secteur 2 était alors perturbé par des opérations de pêches dans les bassins. La durée d'échantillonnage a été fixée à 24 h pour correspondre au cycle de la distribution de l'aliment qui se répète d'un jour à l'autre. Les eaux d'entrée et de sortie des deux secteurs ont été échantillonnées par un préleveur automatique ISCO 6712, avec une fréquence de prélèvements fixée à 30 mn, intervalle de temps préconisé pour suivre la cinétique journalière des rejets et les effets des phases d'alimentation (Hennessy *et al.*, 1996). Les échantillons d'eau (168 au total) ont été poolés toutes les deux heures puis filtrés et stockés à 4°C, avant analyse des éléments dissous azotés et phosphorés, de l'azote solide, du phosphore total (PT), et des matières en suspension (MES). Les éléments dissous azotés et phosphorés ont été mesurés par spectrophotométrie après filtration sur des filtres GF/C Whatman. L'azote ammoniacal total (AAT), l'azote nitrique (N-NO₂), l'urée, les orthophosphates (P-PO₄) ont été analysés par spectrométrie avec un analyseur Alliance Instruments Evolution II (méthodes AFNOR NFT90-015, ISO 6777-1984 F) d'après les méthodes décrites par Solorzano (1969) et Bendschneider et Robinson (1952). Les nitrates (NO₃) ont été mesurés au Technicon® Autoanalyzer II, après une réduction des nitrites sur une colonne de cadmium et de cuivre (Wood *et al.*, 1967). L'azote solide a été obtenu par une analyse CHN et le PT après minéralisation en utilisant la méthode colorimétrique NFENISO11885. Le NT a été calculé en additionnant les composés azotés dissous et solide. Les MES ont été déterminées par pesée après filtration sur GF/C et séchage à l'étuve (48 h à 70°C) (NFEN872).

Pendant les échantillonnages d'eau, les débits ont été calculés à partir de mesures de vitesse au courantomètre Argonaut à effet doppler (Huhta et Ward, 2003). Ce courantomètre permet d'enregistrer en continu la vitesse en différents points de la colonne d'eau (tous les 20 cm) et procède à l'intégration des différentes mesures afin obtenir une valeur moyenne. Pour optimiser la précision des mesures de débits, il a été décidé de mesurer les vitesses directement dans les bassins, faciles d'accès, à section calibrée et à régime hydraulique plus stable que dans les canaux d'entrée et de sortie de la ferme. Les vitesses ont été mesurées dans les 9 bassins étudiés, dans des zones sans poisson (courantomètre placé entre deux grilles). Les courantomètres étaient posés dans le fond des bassins et déplacés sur la section de mesure par tranche de 50 cm afin de mailler au mieux l'écoulement. Les enregistrements ont duré 20 minutes par tranche de section, soit 270 minutes par bassin (fréquence d'enregistrement des

vitesse fixée à 15 secondes, soit 1080 données acquises par bassin). Ces mesures ont permis le calcul des débits moyens journaliers des deux secteurs étudiés (moyenne de 273 points de mesure pour le secteur 1 et moyenne de 78 points pour le secteur 2). Le fonctionnement hydraulique de la ferme ayant été stable au cours des 4 bilans (pas de modification de pompage, ni événement pluviométrique), les mesures de débits réalisées en série dans les bassins sur chacun des deux secteurs ont été cumulées afin d'obtenir un débit moyen journalier par secteur. La température, l'oxygène et le pH des eaux ont été contrôlés avec un appareil Consort multi-paramètres.

Les flux d'éléments dissous et solides produits par la ferme pendant 24 h ont été calculés en soustrayant aux flux de sortie les flux d'entrée de la pisciculture.

Pour les 4 bilans réalisés, le filtre mécanique intermédiaire de la pisciculture a été coupé, afin de récupérer l'ensemble des rejets de la pisciculture.

1.2.2. La méthode nutritionnelle

Les rejets des poissons ont été estimés selon la méthode nutritionnelle décrite dans le chapitre précédent (Papatryphon *et al.*, 2005). Les CUD utilisés sont ceux publiés par Papatryphon *et al.* (2005) ; ils ont été comparés à ceux indiqués par le fabricant d'aliment, de 93%, 96% et 75% pour les protéines, lipides et glucides respectivement (Moutounet, *comm. pers.*). L'aliment non consommé a été considéré comme étant nul (cf. p16) et la composition de l'aliment utilisée est celle fournie par le fabricant d'aliment (Moutounet, *comm. pers.*). Les teneurs en N de la chair de poisson (26 g N. kg⁻¹ de masse corporelle) et en P (4 g P. kg⁻¹ de masse corporelle) utilisées sont celles publiées par Papatryphon *et al.* (2005).

Les valeurs mesurées par la méthode hydrobiologique et évaluées par la méthode nutritionnelle ont été comparées aux valeurs calculées avec la méthode du Cemagref (Fauré, 1983) (cf. chapitre précédent).

1.3 Analyse statistique des résultats

Les différences entre les flux mesurés par la méthode hydrobiologique et les flux prédits par la méthode nutritionnelle et la méthode du Cemagref ont été testées en réalisant des ANOVA avec un facteur fixe, avec le logiciel XLstat®.

2. Résultats

Les valeurs de débits du grossissement ont fluctué dans un intervalle de $1336.7 \pm 210.8 \text{ l.s}^{-1}$ (débits moyens de 820, 840, 1030 et 857 l.s⁻¹ pour les 4 bilans du secteur 1, et 400, 370 et 550 l.s⁻¹ pour le secteur 2).

Les quantités d'aliment distribuées et la biomasse totale en stock sur le site de grossissement ont été comparables lors des 4 séries de mesures (Tableau 10).

Tableau 10. Biomasse totale, quantités d'aliment distribuées, taux d'alimentation (en % par rapport à la biomasse) et IC des 4 bilans effectués (le dernier bilan ne concerne que le secteur 1 du grossissement)

Date	Biomasse (kg)	Aliment (kg.d ⁻¹)	Taux d'alimentation (%)	IC (kg.kg ⁻¹)
Bilan 1	177 449	1314	0.74	0.88
Bilan 2	174 412	1333	0.76	0.87
Bilan 3	178 571	1568	0.88	0.88
Bilan 4	130 643	1012	0.84	0.77

Les rejets totaux de la pisciculture, prédits avec la méthode nutritionnelle et la méthode du Cemagref, et mesurés par la méthode hydrobiologique sont présentés tableau 11. Les coefficients de variation appliqués aux moyennes des flux correspondent aux variations inter-bilans 24 h.

Tableau 11. Rejets totaux du grossissement prédits avec la méthode nutritionnelle et mesurés avec la méthode hydrobiologique, exprimés en kg.j⁻¹ et en g.kg⁻¹ d'aliment¹

Paramètre	Flux mesurés (kg.j ⁻¹)	Flux prédits (kg.j ⁻¹)	Valeurs du Cemagref (kg.j ⁻¹)	Flux mesurés (g. kg ⁻¹ A)	Flux prédits (g. kg ⁻¹ A)
MES	317.8 ± 165.7	206.5 ± 20.7	136.3 ± 14.1	226.2 ± 117.9	147.0 ± 0.2
NT	54.1 ± 10	59.8 ± 6.0		38.5 ± 7.1	42.6 ± 0.4
N solide	11.8 ± 3.4	10.1 ± 1.0		8.4 ± 2.4	7.2 ± 0.0
AAT	31.6 ± 7.5	39.7 ± 4.0	36.4 ± 3.7	22.5 ± 5.3	28.3 ± 0.3
N-urée	10.7 ± 2.5	-		7.6 ± 1.8	-
PT	13.6 ± 3.5	6.3 ± 0.6	6.7 ± 0.7	9.7 ± 2.5	4.5 ± 0.1
P solide	9.6 ± 3.6	-		6.8 ± 2.6	-
P-PO ₄ ³⁻	4.0 ± 0.2	-		2.8 ± 0.1	-

Les flux de MES prédits avec la méthode nutritionnelle représentent 65% des flux mesurés par la méthode hydrobiologique (différence non significative) (Fig.5) ; la valeur équivalente calculée par la méthode du Cemagref est de 27.9% du flux mesuré (différence significative).

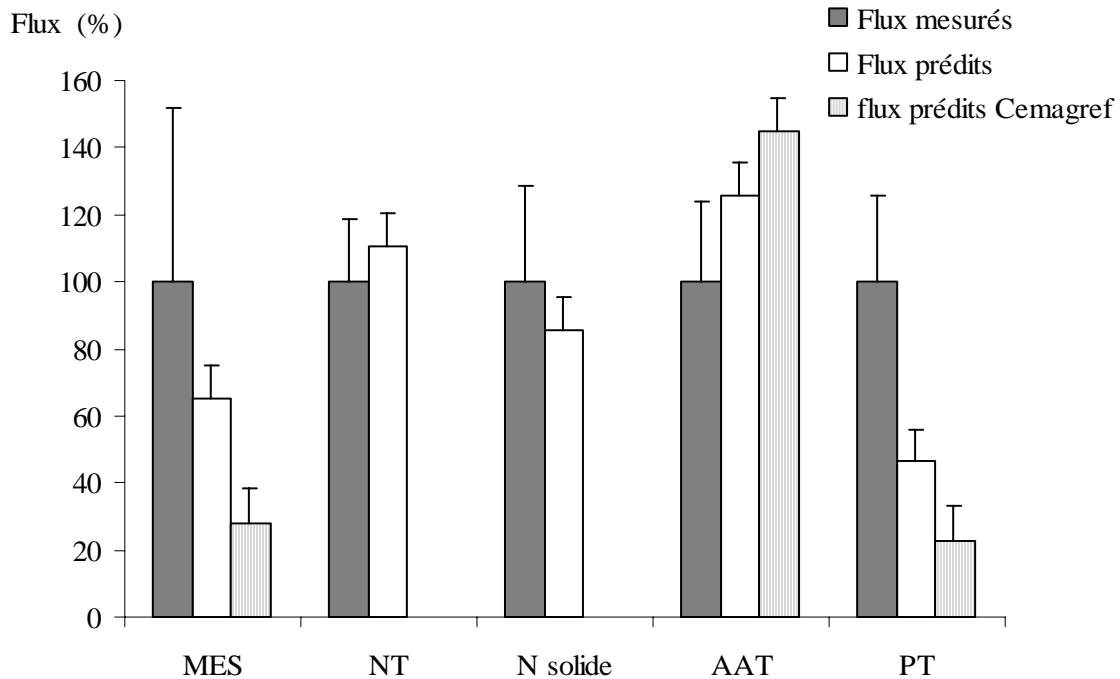


Figure 5. Flux de rejets prédits et flux mesurés, exprimés en % des flux mesurés

Les flux d'NT prédits représentent 110% des flux mesurés, les flux de N solides prédits 85.6% et les flux d'AAT 125.6% ; la valeur correspondante en AAT calculée par la méthode du Cemagref est de 144.7% du flux mesuré. Les différences entre les flux de N prédits avec la méthode nutritionnelle et les flux mesurés ne sont pas significatives.

Les flux de PT prédits représentent 46.3% des flux mesurés ; la valeur correspondante calculée par la méthode du Cemagref est de 22.8% du flux mesuré. Les différences entre les flux de P prédits et les flux mesurés sont significatives ($P= 0.024$).

Les rejets en NT mesurés et prédits montrent une corrélation significative avec un coefficient R^2 de 0.88, tandis que les coefficients de corrélation pour les rejets en PT et MES sont plus faibles : 0.53 et 0.48, respectivement (Fig.6 et 7)

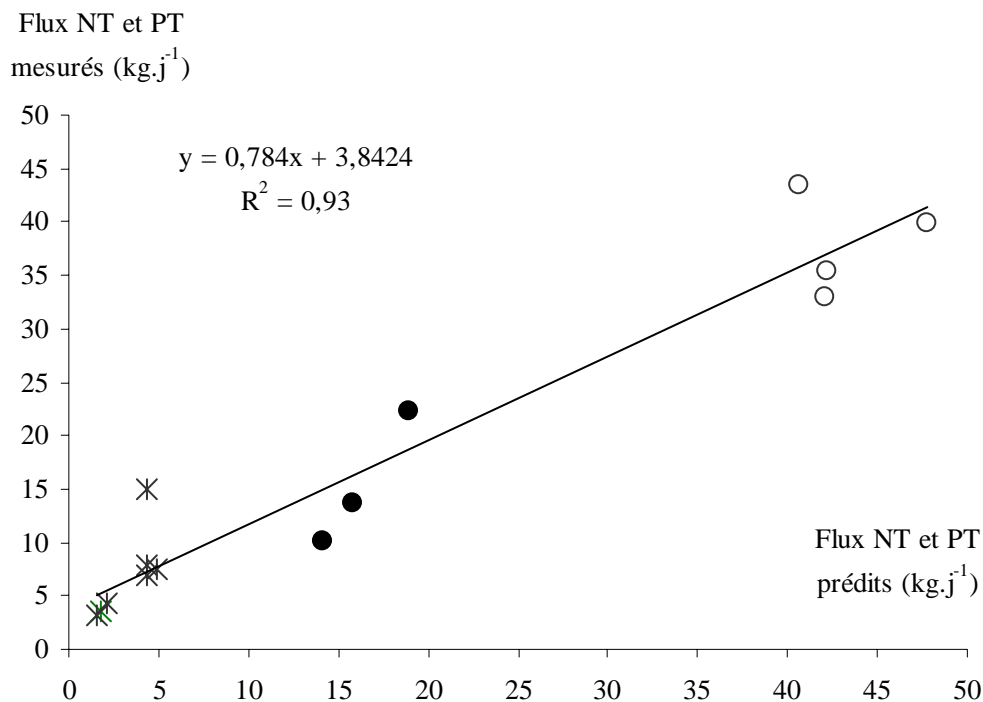


Figure 6. Comparaison entre les flux de NT et PT mesurés et les valeurs prédites avec la méthode nutritionnelle dans les 2 secteurs (les flux de NT sont représentés par les ronds vides pour le secteur 1 et noirs pour le secteur 2 ; les flux de PT sont représentés par des étoiles). Les flux sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$. R^2 est le facteur de corrélation.

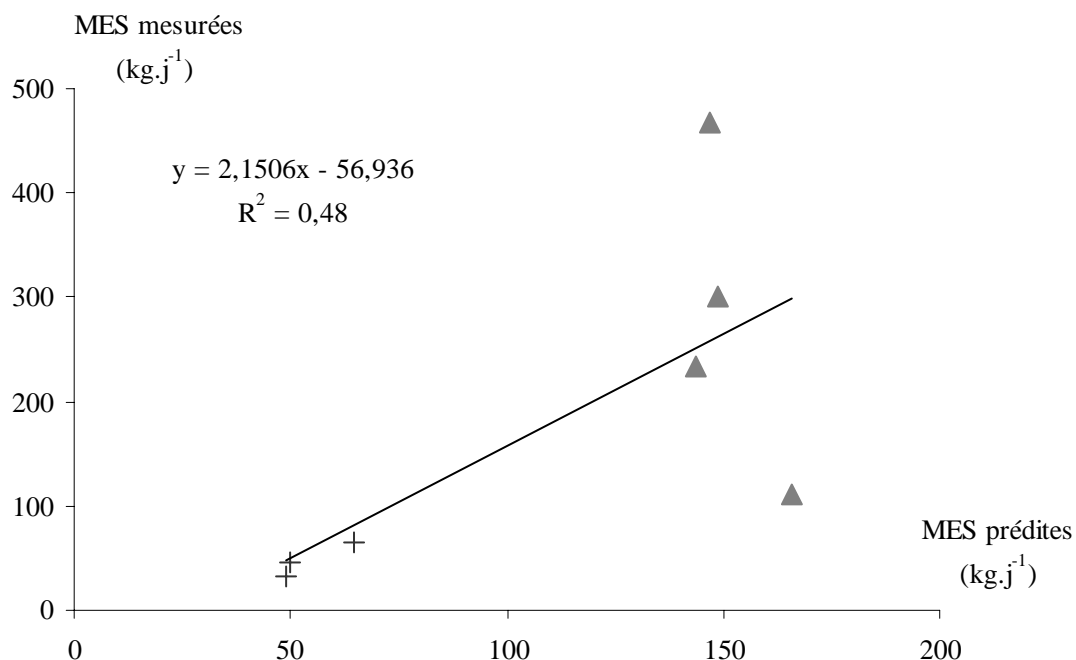


Figure 7. Comparaison entre les flux de MES mesurés et les valeurs prédites avec la méthode nutritionnelle dans les deux secteurs (les flux de MES du secteur 1 sont représentées par des triangles et les flux du secteur 2 par des croix). Les flux sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{j}^{-1}$. R^2 est le facteur de corrélation.

Contrairement à la méthode nutritionnelle, la méthode hydrobiologique permet de détailler les différentes formes de rejets azotés et phosphorés ; ainsi, 21% des rejets azotés sont sous forme solide, 59% sous forme d'AAT et 20% sous forme d'urée. Les rejets phosphorés se présentent sous forme solide à 68.8% et sous forme dissoute à 31.2%.

Concernant les variations journalières étudiées avec la méthode hydrobiologique, la cinétique de l'AAT montre des valeurs plus élevées le jour et diminuant la nuit (Fig.8).

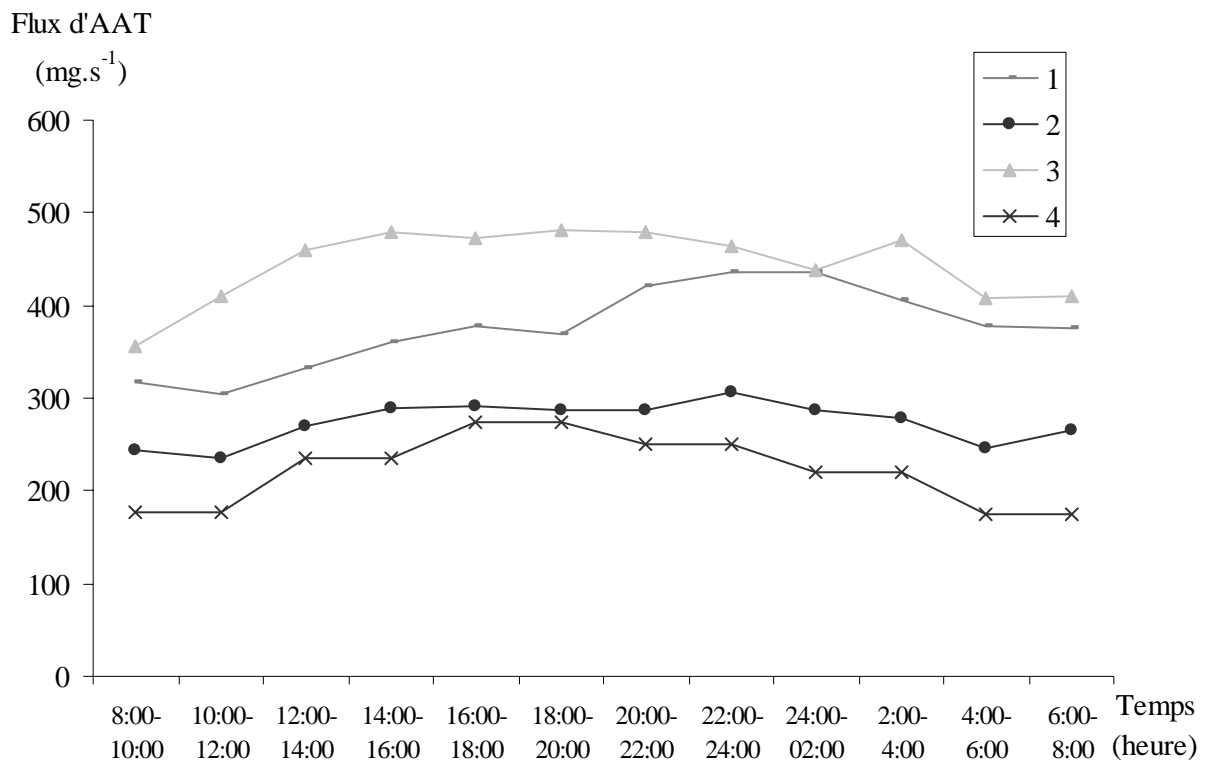


Figure 8. Variations journalières des flux d'AAT produits dans les secteurs 1 & 2 pour les 3^{es} bilans et par le secteur 1 pour le 4^{ème} bilan ; les flux d'AAT sont exprimés en mg.s⁻¹.

Malgré une légère augmentation des flux d'AAT 4 à 6 h après le repas du matin, les deux distributions automatisées d'aliment (7 h et 14 h) et les compléments distribués manuellement semblent réduire le pic d'excrétion post-prandial.

Les fluctuations journalières des MES sont plus importantes (Fig.9). Il y a un décalage entre les flux d'AAT et de MES: le transit des MES semble plus lent que l'excrétion ammoniacale. Les concentrations des autres substances sont faibles et plus stables durant le cycle de 24 h.

Flux de MES
(g.s⁻¹)

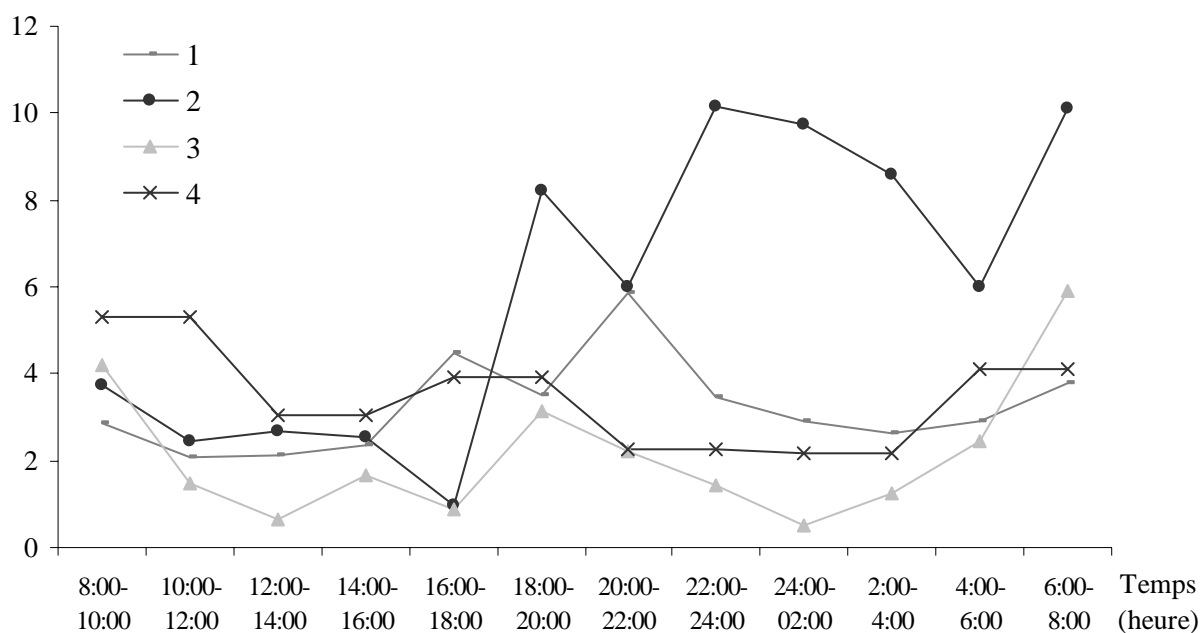


Figure 9. Variations journalières des flux de MES produits dans les secteurs 1 & 2 pour les 3^{es} bilans et par le secteur 1 pour le 4^{ème} bilan ; les flux sont exprimés en g. s⁻¹.

3. Discussion

La production annuelle des rejets évaluée par la méthode hydrobiologique est comparable aux références trouvées dans la bibliographie (tableau 12) ; la référence (1) présente des valeurs de rejets élevées, les études ayant été réalisées à la fin des années 1970 - début 1980, quand les pertes alimentaires étaient importantes et les aliments moins digestibles (Bergheim et Asgard, 1996).

Tableau 12. Production annuelle des rejets de la pisciculture calculée par la méthode nutritionnelle en comparaison avec la littérature, en kg par tonne de poisson produit : (1) NCC, 1990, in Bergheim et Asgard, 1996 ; (2) Alanara et Cripps, 1991 ; (3) Bergheim *et al.*, 1991 ; (4) Axler *et al.*, 1997 ; (5) Bureau *et al.*, 2003.

	Flux mesurés	Flux calculés	1	2	3	4	5
NT	42	47.3	83-104	40	29-49	47-87	47-71
PT	10.6	5.1	11-110	5	5-11	4.8-18.7	7.5-15.2
MES	246.4	163.8	289-2153		58-250	289-839	240-318

Les flux en NT mesurés sont bien corrélés aux flux prédits, avec des valeurs prédites légèrement supérieures aux valeurs mesurées. Pour les flux en PT et MES, les corrélations sont plus faibles, avec des valeurs mesurées supérieures aux prédictions. Seules les différences entre les flux de PT prédits et mesurés sont significatives ($P= 0.024$). Les propriétés physiques des rejets solides, sujets à la décantation ou au contraire à la remise en suspension au gré de l'agitation des poissons, peuvent expliquer une partie de ces différences. Selon Boujard *et al.* (1999) et Papatryphon *et al.* (2005), les valeurs en N, P et MES sont parfois sous-estimées par la méthode hydrobiologique du fait des instants d'échantillonnage et de conservation des échantillons, et parfois surestimées du fait de la remise en suspension des solides. La méthode nutritionnelle peut également sous-estimer ou surestimer les flux de rejets, selon la précision des coefficients de digestibilité, de la composition et des quantités d'aliment utilisées. Boujard *et al.* (1999) ont comparé les résultats de l'évaluation des rejets de truites AEC par les deux méthodes, d'après deux bilans réalisés sur 4 bassins sur des périodes de 24 h et avec des prélèvements d'échantillons effectués toutes les 2 heures. Les flux de rejets obtenus étaient de 50-65 g N.kg d'aliment⁻¹ et 9-16 g P.kg d'aliment⁻¹, légèrement supérieurs aux valeurs trouvées ici. Dans leur étude, les auteurs ont défini les rejets comme la fraction des nutriments non retenue par le poisson, incluant l'aliment non consommé (Boujard, *comm. pers.*). Les quantités plus faibles trouvées lors de notre étude en utilisant la méthode hydrobiologique (38.5 ± 7.1 de NT g.kg⁻¹ d'aliment et 9.7 ± 2.5 de PT) pourraient s'expliquer par une meilleure gestion de l'alimentation sur la ferme Murgat, avec un très faible gaspillage d'aliment. La corrélation des valeurs prédites et mesurées par Boujard *et al.* (1999) était de 0.85 pour l'NT et 0.67 pour le PT. Les rejets mesurés par la méthode hydrobiologique étaient inférieurs mais comparables aux valeurs prédites, cette différence a été attribuée au caractère sédimentable des MES. Papatryphon *et al.* (2005) ont comparé les valeurs estimées de NH_4^+ , PT et MES avec les concentrations mesurées au point de rejet en rivière. Ils ont constaté une bonne corrélation entre les valeurs prédites et les valeurs mesurées, mais des flux de NH_4^+ et P prédits sont supérieurs aux valeurs mesurées, ce que les auteurs expliquent en partie par une dégradation des nutriments dans les échantillons prélevés. Les flux de MES mesurés ont été supérieurs aux prédictions, probablement dû au fait que les solides sont remis en suspension en certains points des bassins, lors d'événements de conduite de la pisciculture (pêche, agitation des poissons) ou lors de variations environnementales (augmentation ou diminution du débit circulant). Maillard *et al.* (2005) ont également observé des concentrations en MES plus élevées lors des opérations de pêches et de distribution de l'aliment dans les bassins de pisciculture de truites.

Les flux mesurés par la méthode hydrobiologique sont significativement différents des flux calculés par la méthode du Cemagref. Ces différences peuvent tout d'abord s'expliquer par le fait que la méthode du Cemagref n'est basée que sur la quantité d'aliment distribuée et ne prend en compte ni sa composition ni sa digestibilité. Or ces éléments ont beaucoup évolué au cours des 20 dernières années, depuis l'élaboration de cette méthode, permettant de réduire significativement les masses de rejets des piscicultures (Cho et Bureau, 1997 ; Kaushik, 1998a ; Roque d'Orbcastel et Blancheton, 2006). MacMillan *et al.* (2003) ont attribué 40% des réductions des émissions de phosphore à l'utilisation d'aliment à plus faible teneur en phosphore (0.9%). Les différences trouvées peuvent ensuite s'expliquer par l'amélioration de la distribution de l'aliment dans les piscicultures depuis 15 ans réduisant ainsi les pertes à l'ingestion. Enfin, selon Jatteau (1999a, b) la méthode du Cemagref n'a pas été validée au plan statistique pour les MES ; les forts coefficients de variation trouvés peuvent être attribués aux fluctuations journalières des MES (Fig.10) pouvant conduire à des erreurs liées au plan d'échantillonnage. Aussi, la méthode du Cemagref donne des ordres de grandeurs sur les rejets mais ne peut être utilisée dans le cadre d'une évaluation précise des rejets d'une pisciculture.

Concernant la méthode hydrobiologique et la méthode nutritionnelle retenue, chacune présente avantages et inconvénients. L'intérêt majeur de la méthode hydrobiologique est de fournir des détails sur les différentes formes de rejets azotés et phosphorés ; ainsi 79% de l'azote rejeté est sous forme dissoute et 68.8% du phosphore est sous forme solide. Les résultats de notre étude sont comparables à ceux trouvés dans les études précédentes (Braaten, 1991 ; Heinen *et al.*, 1996 ; True *et al.*, 2004) rapportant que 85% de l'azote est sous forme dissoute et 40 à 85% du phosphore est sous forme solide. Boujard *et al.* (1999) ont trouvé des proportions de rejets azotés similaires avec 78% de l'N rejeté sous forme dissoute mais opposées pour le P, avec 60% du P rejeté sous forme dissoute, principalement PPO_4 .

La méthode hydrobiologique permet également de connaître les fluctuations journalières des effluents (Fig.10). En effet, les rejets piscicoles peuvent varier à l'échelle de la journée en fonction des heures d'alimentation et des pratiques d'élevage (pêche, tris...). L'ammoniaque par exemple peut augmenter, avec un maximum d'excrétion 6 heures après l'alimentation ; nourrir plusieurs fois par jour peut permettre de diminuer ce pic postprandial et de lisser les flux journaliers (Dosdat, 1992a). Les flux de MES augmentent pendant l'alimentation du fait de l'agitation des poissons, mais également après alimentation, du fait de la digestion (Guillaume *et al.*, 1999).

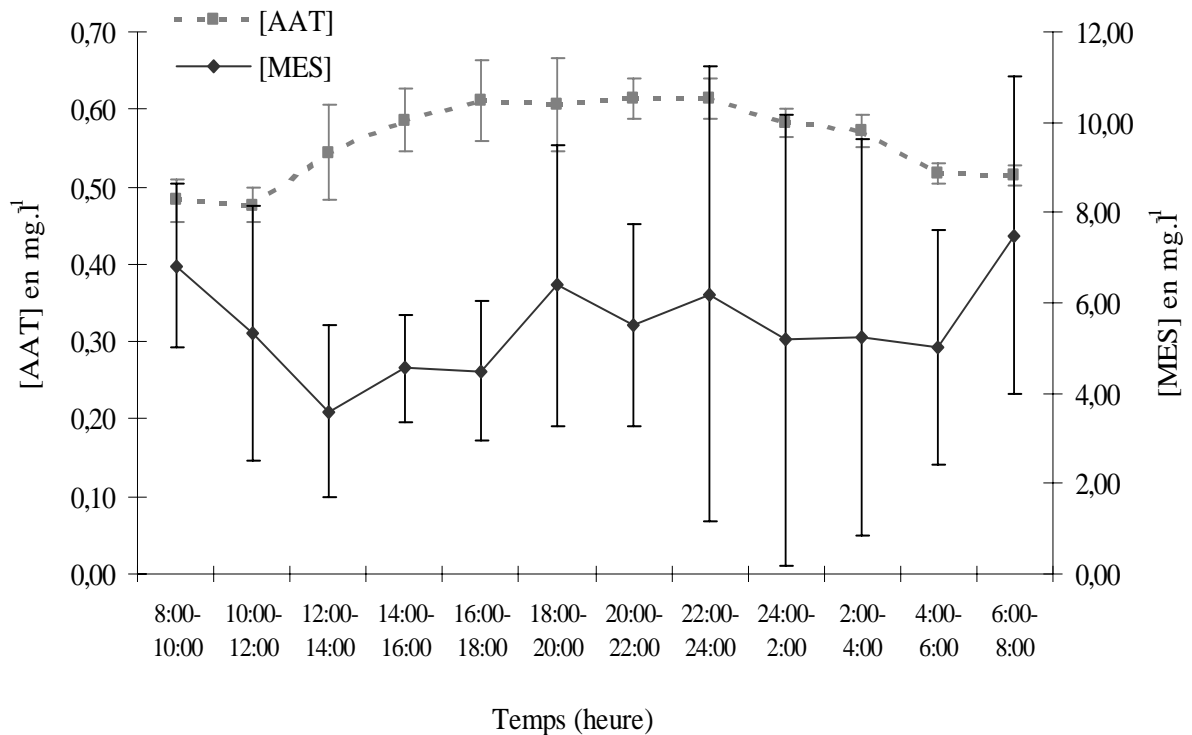


Figure 10. Concentrations moyennes en MES et en AAT en sortie de pisciculture, mesurées pendant les 4 bilans ; les concentrations sont exprimées en mg par litre.

Le nombre d'échantillons à prélever pour l'étude directe des rejets d'une pisciculture doit donc être suffisant pour être représentatif (Cho et Bureau, 1997 ; Boujard *et al.*, 1999 ; Jatteau *et al.*, 1999). Plusieurs séries de prélèvements doivent être réalisées simultanément en entrée et en sortie de la pisciculture pour obtenir des résultats représentatifs. Du fait des propriétés physiques des matières solides, les prélèvements doivent être faits avec attention et les points de prélèvement choisis avec précision, dans une zone bien mélangée et à écoulement homogène. La norme AFNOR-NFT90-105 recommande des prélèvements d'eau douce d'un volume de 500 ml minimum. Les échantillons doivent être ensuite conservés au froid, après filtration, afin d'éviter les risques de biotransformation secondaire des nutriments par les bactéries.

Pour la méthode hydrobiologique, la principale difficulté est la mesure des débits d'eau, point clé de l'évaluation des flux de rejets, qui reste très fluctuante malgré l'utilisation de matériel de grande précision. En effet, d'un bassin à un autre, avec des géométries identiques, les débits mesurés dans notre étude varient de 20% pour des bassins alimentés en série, et de 35 % d'un jour à l'autre dans un même bassin.

A l'opposé, la méthode nutritionnelle, rapide et facile d'utilisation, est un moyen simple de prédire les flux de rejets des poissons. Cependant, en comparant les coefficients d'utilisation digestive théoriques avec les CUD mesurés expérimentalement pour notre étude, la méthode nutritionnelle donne des résultats différents sur l'évaluation des rejets solides. Les flux de MES prédits sont de 88.5 tonnes par an en utilisant les CUD théoriques, alors qu'ils ne sont que de 69.3 tonnes par an avec les CUD mesurés, soit 22% de variation. De même, en comparant les valeurs de notre étude avec celles utilisant des CUD de 1999, la variation dans l'évaluation des flux de rejets est de 21%. La méthode nutritionnelle requiert donc des informations précises sur ces coefficients ainsi que sur la composition et la quantité d'aliment ingérée.

Un compromis est donc à trouver entre la méthode nutritionnelle qui donne des valeurs de rejets directs des poissons à partir de l'aliment et la méthode hydrobiologique, qui permet de quantifier les rejets du système d'élevage. Une relation entre l'aliment distribué et les rejets du système d'élevage permettrait d'utiliser en routine la méthode nutritionnelle pour quantifier les rejets du système. L'utilisation de coefficients correcteurs permettant de s'approcher au plus près des valeurs mesurées en sortie du système d'élevage est nécessaire. Le groupe d'experts français ayant travaillé sur la méthode nutritionnelle (cf. Chapitre Bases conceptuelles et bibliographiques) a discuté d'un éventuel coefficient correcteur pour les flux de NNH_4 mais aucune valeur n'a été scientifiquement validée; aucun coefficient n'a été proposé pour les flux de phosphore et de MES, du fait de la trop grande variabilité des résultats.

Dans le cadre des bilans réalisés sur la pisciculture Murgat, la rigueur du protocole expérimental et la précision des mesures de débits ont permis d'établir des facteurs correcteurs applicables aux résultats calculés par la méthode nutritionnelle. Ces coefficients multiplicatifs sont de 2.05 pour les flux de PT et 1.2 pour les flux de MES. Pour d'autres études, ces coefficients correcteurs devront être établis en fonction du type de système d'élevage considéré.

Une typologie des systèmes d'élevage qui prend en compte leur configuration (bassins en série ou en parallèle), le type d'eau utilisé (eau de source ou de rivière) et le nombre d'utilisations de l'eau dans l'élevage doit être effectuée au préalable. A titre d'exemple, la typologie de la pisciculture Murgat est une configuration avec trois séries de bassins en parallèle et trois utilisations de l'eau.

Enfin, les résultats obtenus par la méthode nutritionnelle peuvent être précisés en utilisant les proportions des différents rejets azotés dissous évaluées par la méthode hydrobiologique, 59% pour les rejets en AAT et 20% pour l'urée.

S'il est bien établi que les rejets peuvent être réduits au niveau du poisson (Cho et Bureau, 1997 ; Kaushik, 1998b ; Roque d'Orbcastel et Blancheton, 2006), les rejets peuvent être également réduits au niveau des systèmes, par l'utilisation d'outils de traitements bien définis. La connaissance des rejets et de leurs caractéristiques est indispensable pour la conception de systèmes de traitement adaptés.

CHAPITRE 2 – Le traitement des rejets d’une pisciculture en circuit ouvert

Le traitement des rejets d’une pisciculture peut se faire en deux temps. Il est tout d’abord possible de retirer des eaux d’élevage des matières solides qui peuvent être valorisées en agriculture : il faut donc mesurer et optimiser la récupération de ces MES. La matière solide des rejets en circuit ouvert est diluée dans de grands volumes d’eau et de ce fait difficile à récupérer. Il est impératif de la concentrer avant de traiter les matières restantes. Ensuite, pour les rejets résiduels (matières solides non récupérées et surtout la majorité des matières dissoutes), on peut anticiper les biotransformations de ces matières dans l’environnement dans des marais spécialement construits à cet effet et placés avant le rejet final de la pisciculture dans le milieu récepteur.

Le travail de connaissance sur l’efficacité du traitement des rejets proposé dans ce chapitre (aussi bien en matière de filtration/décantation pour extraire des matières solides valorisables qu’en matière de biotransformations dans des marais construits) s’inscrit dans la problématique actuelle de diminution de l’empreinte écologique des élevages piscicoles, de respect des normes de rejets édictées pour les piscicultures et d’atteinte des objectifs de qualité des cours d’eau récepteurs.

Le système expérimental étudié concerne le traitement de l’ensemble des eaux d’élevage d’une pisciculture fonctionnant en circuit ouvert. Il comporte une filtration mécanique, deux décantations successives et la reprise de la surverse du décanteur final pour un passage dans des marais construits. Les marais construits, économiques en coûts de construction et de fonctionnement (consommation énergétique et main d’œuvre réduites) ont montré auparavant leur efficacité à traiter des rejets piscicoles à un niveau expérimental à petite échelle ; ce chapitre se propose d’étudier leur fonctionnement à l’échelle de l’ensemble d’une ferme de production.

1. Matériel et méthodes

1.1 Description du système de traitement des rejets solides

Le système a été conçu et perfectionné pour la pisciculture MURGAT produisant environ 600 tonnes de salmonidés par an, utilisant environ 660 tonnes d’aliment par an, alimentée par un débit variant saisonnièrement entre 600 et 2000 l.s⁻¹. Il est décrit schématiquement dans la figure 11 et l’annexe 3.

1.1.1. Les systèmes de filtration et de décantation (Fig.11)

Le traitement des rejets solides repose sur les principes de filtration (filtres mécaniques) et de décantations (épaisseurs) des eaux d'élevage. La mise en place du système s'est faite par étapes avec des améliorations pragmatiques du système.

Les eaux sont d'abord filtrées en trois points de la pisciculture (1= 'alevinage' en sortie des bassins de pré-grossissement, 2 = 'intermédiaire' au milieu du secteur 1 du site de grossissement, 3 = 'sortie' en sortie du site de grossissement). Ce sont des filtres mécaniques à tambours rotatifs de 80 μm et d'une capacité unitaire de 600 l.s^{-1} . Les eaux de lavage de chacun des trois filtres, contenant les particules retenues, sont acheminées vers trois épaisseur coniques (de 2.2 m^3) fonctionnant par décantation (décanteurs I). Les boues concentrées formées dans ces 3 épaisseur sont pompées par séquences enregistrées vers un décanteur secondaire unique (Décanteur II appelé également « silo final », de type cylindro-conique (de 8 m^3 environ). Les produits du silo final sont (1) un liquide de surverse et (2) une boue liquide dirigée périodiquement vers un bassin de stockage, par ouverture automatisée d'une vanne déclenchée par un détecteur colorimétrique de la surverse du silo. Le stockage des boues, primitivement effectué dans un bassin en terre, a été transféré en 2006 dans un bassin en béton de type « raceway ». L'épandage des boues est effectué deux fois par an sur des parcelles (28 ha) des communes de Beaufort et de Pisieu classées en zone vulnérable aux pollutions par les nitrates d'origine agricole. La surverse liquide du silo, initialement renvoyée vers le filtre mécanique de la sortie générale de la pisciculture (filtre 3), a été ensuite traitée à partir de 2006 par deux marais construits en parallèle : l'un en fonctionnement horizontal et l'autre en fonctionnement vertical. Enfin, le surnageant du bassin de stockage des boues est dirigé vers un 3^{ème} marais construit horizontal. La figure 11 présente le système de traitement final ; les différents points de suivi du système de traitement sont présentés dans le tableau 13.

Tableau 13. Points de prélèvements du système de traitement des rejets de l'élevage

Type d'effluent	Code des points de Prélèvements
Eaux de lavage (L) des filtres mécaniques	L 1 / L 2 / L 3
Effluents (E) des épaisseur	E 1 / E 2 / E 3
Surverses (S) des épaisseur	S 1 / S 2 / S 3
Surverse (S) silo final	S 4
Surnageant (S) bassin de stockage des boues	S 5
Boues (B) sortie de silo final	B
Canal recevant les sorties (S) des marais construits	S

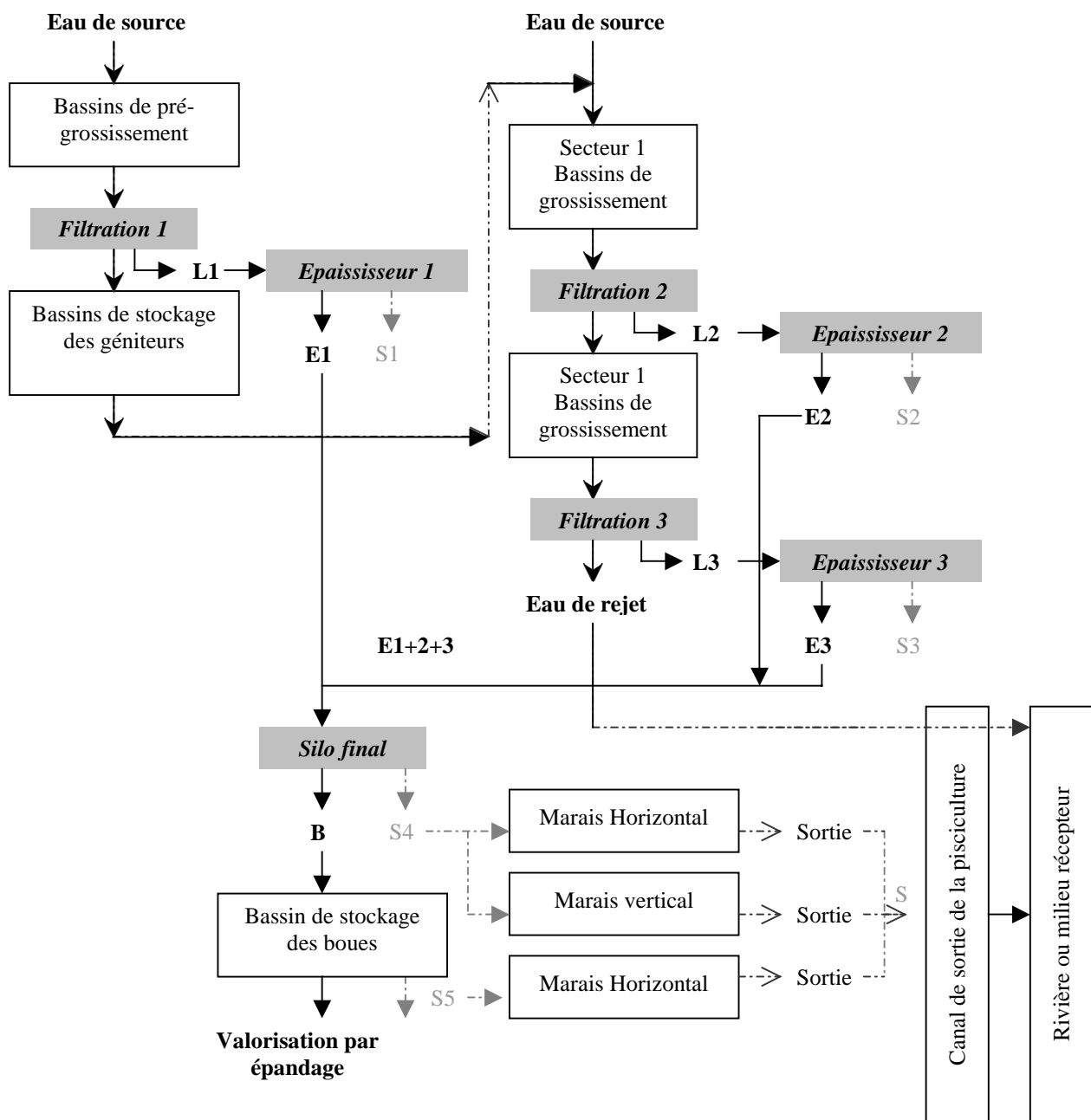


Figure 11. Système de traitement des rejets de la pisciculture

1.1.2. Les marais construits

Trois marais de 138 m² chacun (dimensions identiques, L : 23 m, l : 6 m, p : 0.8 m) ont été construits dans un bassin d'élevage inutilisé et compartimenté pour la circonstance. Chaque marais a été rempli d'une couche (de 50 cm) de graviers de rivière, d'une granulométrie entre 4 et 15 cm (180 tonnes ou 69 m³ par marais) et d'une couche (de 10 cm) de sable (18 tonnes par marais), les deux couches étant séparées par un tissu de type geotextile. Des rhizomes (de 10 à 30 cm de long) de l'espèce *Typha latifolia* ont été plantés au printemps 2006 avec une

densité de 3 à 4 roseaux par m². Deux systèmes de marais construits ont été testés, un système de marais à écoulement horizontal passif et à niveau constant (Fig.12) et un système de marais à écoulement vertical forcé par une pompe permettant de créer une alternance de niveau haut et de niveau bas de l'effluent à traiter (Fig.13). L'arrivée de l'effluent à traiter dans le marais horizontal est superficielle et le niveau de l'effluent à traiter est constant ; la sortie de l'effluent épuré se fait en surface à l'opposé de l'entrée. Dans le marais vertical, l'effluent à traiter est réparti sur la surface du marais et le niveau de l'effluent à traiter est fluctuant ; la sortie de l'effluent épuré se fait en profondeur par pompage intermittent.

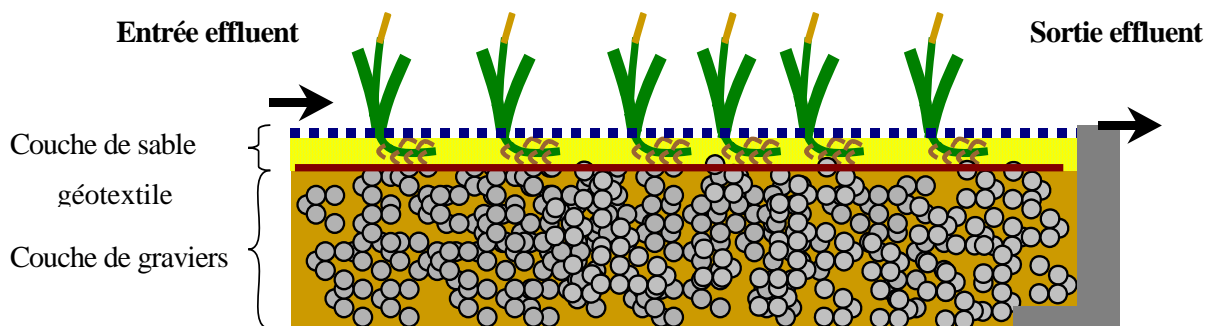


Figure 12. Marais construit à écoulement horizontal, passif, à niveau constant ; les entrée et sortie sont placées en surface du marais

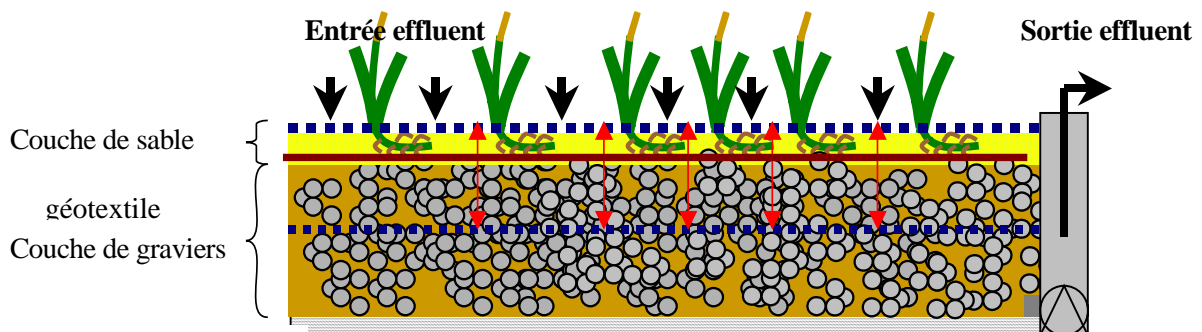


Figure 13. Marais construit à écoulement vertical. Une pompe de sortie disposée sur le fond du marais provoque une fluctuation de niveau.

Le temps de séjour de l'effluent est de 11 jours dans chacun des marais construits. Les effets attendus du traitement par marais construit horizontal, fonctionnant en théorie par réactions anaérobies (hors couche superficielle) sont une décantation des MES et une dégradation de la matière organique. Le marais construit vertical fonctionne en théorie en conditions aérobie et anaérobie, des réactions d'oxydation de la matière organique et de l'AAT sont attendues.

Le temps préconisé pour le lancement du fonctionnement des marais construits est de l'ordre du mois (Schwartz et Boyd, 1995 ; Lin *et al.*, 2002a, b). La maintenance se limite au contrôle du développement de plantes adventices. Pendant les deux premières années qui suivent la plantation, il est recommandé de laisser les plantes se développer. Ensuite, les tiges seront coupées chaque année.

1.2 Protocoles expérimentaux

1.2.1. Efficacité des systèmes de filtration et décantations I et II

Le système étant par hypothèse en état d'équilibre, l'efficacité des systèmes de filtration et décantations a été étudiée principalement par la réalisation de bilans ponctuels en entrée et sortie de chaque composant du système (9 campagnes de mesures entre juin et octobre 2005). Les bilans ponctuels ont également permis la caractérisation des différents effluents du système de traitement : eaux de lavage des filtres mécaniques, effluents concentrés et surverses des épaisseurs, boue et surverse du silo final. Pour chaque bilan ponctuel, il a été procédé à des prélèvements d'eau en amont et en aval de chaque élément du système de traitement avec une mesure de débit manuelle (évaluation du temps nécessaire pour remplir un volume connu).

Pour vérifier cette hypothèse initiale d'équilibre, deux bilans ont été effectués pour quantifier l'efficacité globale du système de traitement sur des périodes de 24 h (09/2006 et 06/2007), (pas de temps de prélèvement de 3 h pour le 1^{er} bilan -de 14 h à $j=0$ à 14 h à $j+1$ - et prélèvement global pour le 2^{ème} bilan).

Chaque prélèvement a été effectué en triplicatas pour prévenir l'effet d'hétérogénéité de répartition des MES (soit un total de 459 prélèvements). Les MES et éléments dissous azotés et phosphorés ont été déterminés, selon le même protocole que celui utilisé pour l'évaluation des rejets par la méthode hydrobiologique (cf. chapitre 1).

Ces bilans ont permis (1) de caractériser les effluents du système de traitement : eaux de lavage, surverses et effluents des épaisseurs, boue et surverse finales et (2) de calculer les rendements d'abattements (R) en MES selon l'équation suivante :

$$R (\%) = (\text{Flux}_{\text{entrée}} - \text{Flux}_{\text{sortie}}) * 100 / \text{Flux}_{\text{entrée}} = [([\text{MES}]_{\text{entrée}} * Q_{\text{entrée}}) - ([\text{MES}]_{\text{sortie}} * Q_{\text{sortie}})] * 100 / ([\text{MES}]_{\text{entrée}} * Q_{\text{entrée}})$$

avec [MES] la concentration en MES en unité de masse par unité de volume et Q le débit en unité de volume par unité de temps.

Les deux bilans effectués sur des périodes de 24 h ont également permis de jauger les boues récupérées sur une journée et pour une quantité connue d'aliment distribué, pour en déduire l'efficacité globale du système de traitement. Les boues ont été recueillies dans un conteneur gradué et des analyses de boues ont été effectués (composition en matière sèche et matières organiques). Les rejets azotés et phosphorés en rapport avec la quantité d'aliment distribuée ont été estimés en utilisant la méthode nutritionnelle (Papatryphon *et al.*, 2005). Le 1^{er} bilan a également permis de tracer la fluctuation de l'efficacité du système de traitement au cours d'un cycle de 24 h.

1.2.2. Efficacité du système de traitement par les marais construits

L'efficacité du traitement de la surverse du silo final par les marais construits expérimentaux a été évaluée en parallèle dans le marais à écoulement horizontal et dans le marais à écoulement vertical. La surverse du silo a été répartie équitablement dans chacun des deux marais construits, avec le même temps de résidence dans les deux systèmes. De mai 2006 à août 2007, l'efficacité du traitement a été évaluée par un suivi bimensuel des entrées et sorties des marais construits, avec mesure des grandeurs suivantes : MES, éléments dissous azotés et phosphorés, DBO₅, O₂, T°, pH, redox.

Des mesures ont également été réalisées dans les marais construits, (1) dans la longueur, avec des prélèvements en trois points (1, 2, 3) à 4 m d'intervalle et (2) dans la profondeur, avec des prélèvements en surface (11, 12, 13) et dans le fond (21, 22, 23).

1.2.3. Contrôle physicochimique des rejets et suivi biologique du milieu récepteur

Enfin, la qualité physico-chimique du milieu récepteur a été suivie par les mesures de DBO₅, DCO, pH, T°, O₂, AAT et MES. Les prélèvements ont été réalisés en deux points, au niveau du canal recevant les sorties des marais construits (point S) et au niveau du rejet final dans la rivière (point ICPE).

La qualité biologique du milieu récepteur a été évaluée selon l'Indice Biologique Global Normalisé (AFNOR NF T 90-350) basé sur une analyse des macro-invertébrés benthiques. Les prélèvements d'invertébrés ont été réalisés en été 2006, après la mise en place du système de traitement complet des rejets de la pisciculture (filtration, décantations et marais construits), et en avril 2007, après un an de fonctionnement de ce système. Les résultats ont été comparés à des valeurs de référence pour ce cours d'eau, datant de 1985 et 1986 (IRAP, 1986). L'interprétation des résultats s'est faite selon la grille en usage dans les agences de l'eau.

2. Résultats

2.1. Caractérisation des effluents du système de traitement des rejets solides

Les tableaux 14 et 15 résument les résultats complets des analyses effectuées sur les eaux de lavage des trois filtres et sur les effluents de décantation des trois épaisseurs (moyennes établies sur 9 échantillons) :

Tableau 14. Caractérisation des eaux de lavage des filtres mécaniques : 1= 'alevinage' sur le site de l'alevinage, 2 = 'intermédiaire' au milieu du secteur 1 du site de grossissement, 3 = 'sortie' en sortie générale du site de grossissement

	Alevinage	Intermédiaire	Sortie
MES (g.l ⁻¹)	1.7 ± 1.1	0.6 ± 0.5	1.9 ± 1.5
AAT (mg.l ⁻¹)	3.8 ± 3.5	0.3 ± 0.1	1.6 ± 1.6
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.6 ± 0.6	0.4 ± 0.1	0.5 ± 0.3
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)	4.6 ± 2.1	5.9 ± 2.5	4.4 ± 2.5
N-urée (mg.l ⁻¹)	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.1
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)	2.5 ± 2.7	0.3 ± 0.1	0.9 ± 0.7

Les eaux de lavage des filtres se chargent en éléments solides (MES) et dissous (AAT, Urée, N-NO₂ et P-PO₄), avec des teneurs plus élevées pour eaux de lavage des filtres 'alevinage' et 'sortie'. Le temps de résidence moyen des eaux de lavage dans les épaisseurs est de 44 minutes.

Tableau 15. Caractérisation des effluents des trois épaisseurs : 1= 'alevinage' sur le site de l'alevinage, 2 = 'intermédiaire' au milieu du secteur 1 du site de grossissement, 3 = 'sortie' en sortie générale du site de grossissement

	Alevinage	Intermédiaire	Sortie
MES (g.l ⁻¹)	7.4 ± 9.0	6.3 ± 7.3	10.4 ± 8.7
AAT (mg.l ⁻¹)	6.6 ± 6.2	2.9 ± 2.4	10.0 ± 8.5
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.5 ± 0.5	0.6 ± 0.6	0.6 ± 0.5
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)	2.5 ± 2.3	3.2 ± 3.1	1.2 ± 2.0
N-urée (mg.l ⁻¹)	0.3 ± 0.2	0.3 ± 0.1	0.3 ± 0.1
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)	5.7 ± 3.9	4.4 ± 4.7	7.6 ± 6.9

Les trois épaisseurs assurent une concentration supplémentaire des matières solides et dissoutes, exceptés pour les N-NO₂ (concentrations stables) et les N-NO₃ (concentrations réduites).

Les tableaux 16 et 17 résumant les résultats des analyses effectuées sur les surverses des 3 épaisseurs, la surverse et les boues du silo (moyennes établies sur N = 9) :

Tableau 16. Caractérisation des surverses des trois épaisseurs : 1= 'alevinage' sur le site de l'alevinage, 2 = 'intermédiaire' au milieu du secteur 1 du site de grossissement, 3 = 'sortie' en sortie générale du site de grossissement

	Alevinage	Intermédiaire	Sortie
MES (g.l ⁻¹)	0.2 ± 0.3	0.09 ± 0.04	0.1 ± 0.0
AAT (mg.l ⁻¹)	0.8 ± 0.7	0.3 ± 0.3	0.3 ± 0.2
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.2 ± 0.2	0.2 ± 0.2	0.3 ± 0.4
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)	5.8 ± 2.3	6.5 ± 2.5	6.6 ± 2.5
N-urée (mg.l ⁻¹)	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.1
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)	0.8 ± 0.7	0.4 ± 0.3	0.6 ± 0.5

Les surverses des épaisseurs se caractérisent par de faibles concentrations en éléments solides et dissous, très inférieures aux concentrations des effluents des épaisseurs, excepté en N-NO₃.

Tableau 17. Caractérisation des effluents finaux du système de traitement des rejets solides

	Boues du silo	Surverse du silo
Débit (L.s ⁻¹)	0.03	0.19
MES (g.l ⁻¹)	55.3 ± 20.6	0.89 ± 0.15
AAT (mg.l ⁻¹)	49.9	8.1 ± 7.7
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.04	0.6 ± 0.9
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)	2.05	1.4 ± 2.3
N-urée (mg.l ⁻¹)	3.1	0.2 ± 0.1
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)	0.01	7.8 ± 6.2

La surverse du silo final présente de fortes concentrations en MES, AAT et P-PO₄ et de faibles concentrations en N-NO₃, N-NO₂ et urée.

2.2. Bilans et efficacité du système de traitement des rejets solides

Les bilans ponctuels n'ont pas permis d'évaluer l'efficacité du système de traitement mis en place. D'une part, les faibles concentrations en MES des eaux d'élevage et eaux filtrées ont rendu difficiles les prélèvements (problème de la représentativité de l'échantillon), d'autre part les mesures de débits ont été difficiles (sections en amont et en aval des filtres mécaniques irrégulières, accès difficiles pour la mesure des débits). Les rendements de captage ont été très fluctuants, avec certains résultats (>100%) aberrants.

La réalisation de bilans sur des périodes de 24 h a permis d'évaluer l'efficacité du système de façon plus globale (tableau 18), en réduisant les probabilités d'erreurs liées aux prélèvements et aux mesures de débits.

Tableau 18. Présentation des résultats des deux bilans réalisés sur des périodes de 24 h afin de tester l'efficacité globale du système de traitement des rejets solides

	Bilan 1	Bilan 2
Quantité d'aliment distribuée (kg.j ⁻¹)	1428	1667.3
MES (kg.j ⁻¹)	192.7	255.2
Rejets N solides (kg.j ⁻¹)	9.2	12.2
Rejets P solides (kg.j ⁻¹)	6.0	8.4
Volume de boues (sortie de silo) (kg.j ⁻¹)	4000	9380
% de matières sèches dans les boues	6.2	2.4
% de matières organiques dans les boues	33.0	74.3
volume de matières organiques sèches dans les boues (kg.j ⁻¹)	81.8	167.3
g de N organique /kg de matières sèches dans les boues	24.0	27.0
g de P organique / kg de matières sèches dans les boues	35.0	20.6
N organique des boues (kg.j ⁻¹)	1.9	4.5
P organique des boues (kg.j ⁻¹)	2.9	3.4
efficacité du système pour la rétention de l'N solide (%)	21.4	37.0
efficacité du système pour la rétention du P solide (%)	47.5	41.2
efficacité du système pour la rétention des MES (%)	42.5	65.6

L'efficacité moyenne du système de traitement trouvée par la réalisation des bilans globaux sur des périodes de 24 h est de 54% de rétention des MES.

2.3. Efficacité des marais construits expérimentaux

2.3.1. Rendements des marais construits horizontal et vertical

Les mesures de l'efficacité des marais construits pour le traitement de la surverse du décanteur II ont été réalisées durant 15 mois. Le débit de l'effluent à traiter a fluctué en moyenne autour de 19.5 m³.j⁻¹, impliquant un temps de résidence de l'effluent de 11 jours

dans les marais construits. Les caractéristiques de l'entrée et des sorties de chaque marais sont présentées dans le tableau 19.

Tableau 19. Composition de l'entrée et des sorties des marais construits horizontal et vertical.

Point	Surverse silo	Sortie marais horizontal	Sortie marais vertical
pH	6.95 ± 0.33	6.86 ± 0.33	6.91 ± 0.25
Redox (mV)	-33 ± 112	-91 ± 113	-40 ± 81
O ₂ (mg.l ⁻¹)	1.5 ± 1.8	0.7 ± 0.8	1.4 ± 1.1
T°	13.9 ± 6.8	14.0 ± 4.2	13.6 ± 4.0
MES (mg.l ⁻¹)	1011.4 ± 1352.1	127.1 ± 121.6	73.3 ± 73.3
DBO ₅ (mg.l ⁻¹)	389 ± 113	135 ± 41	135 ± 80
AAT (mg.l ⁻¹)	7.93 ± 17.35	49.2 ± 21.4	36.7 ± 39.9
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.4 ± 0.4	0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.05
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)	1.2 ± 1.4	0.04 ± 0.08	0.38 ± 0.86
N-urée (mg.l ⁻¹)	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)	3.3 ± 3.2	8.3 ± 4.3	5.3 ± 1.9

Les deux marais construits présentent des conditions hypoxiques, avec des concentrations en oxygène inférieures à 1.5 mg.l⁻¹, confirmés par des redox négatifs mesurés en sortie de marais. Les caractéristiques des sorties des marais confirment une réduction des MES, de la DBO₅, de l'urée, des NO₂ et des NO₃ entre l'entrée et la sortie, ainsi qu'une production concomitante d'AAT et de P-PO₄.

Les rendements des deux marais construits vis à vis des MES, de la matière organique biodégradable (traduite en DBO₅) et des éléments dissous sont présentés en termes de flux de matières éliminées ou produites par jour (tableau 20) et ramenées à une unité de surface (tableau 21).

Tableau 20. Rendements des marais construits horizontal et vertical, exprimés en g.j⁻¹ (N = 25)

		Rendements du marais horizontal (g.j ⁻¹)	Rendements du marais vertical (g.j ⁻¹)
Abattements	MES	5731 ± 9093	6069 ± 9210
	DBO ₅	1846 ± 1158	1782 ± 920
	N-NO ₂	2.9 ± 2.5	3.7 ± 2.2
	N-NO ₃	9.9 ± 10.7	10.1 ± 10.7
	N-urée	0.7 ± 0.6	0.7 ± 0.5
Productions	AAT	283 ± 237	205 ± 323
	P-PO ₄	35 ± 41	14 ± 28

Tableau 21. Rendements des marais construits horizontal et vertical exprimés en $\text{mg.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (N = 25)

		Rendements du marais horizontal ($\text{mg.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)	Rendements du marais vertical ($\text{mg.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)
Abattements	MES	$41\,530 \pm 65\,889$	$43\,976 \pm 66\,743$
	DBO ₅	$13\,379 \pm 8\,391$	$12\,910 \pm 6\,666$
	N-NO ₂	20.31 ± 18.2	17.6 ± 19.2
	N-NO ₃	62 ± 76	42.3 ± 79.8
	N-urée	5.2 ± 4.1	5.1 ± 3.8
Productions	AAT	$2\,050 \pm 1\,718$	$1\,489 \pm 2\,338$
	P-PO ₄	254 ± 294	103 ± 204

Les rendements sont élevés pour l'abattement des MES, de la DBO₅, de l'urée, des nitrites et nitrates. En revanche, les marais construits produisent de l'AAT et des P-PO₄. Ces résultats ne montrent aucune différence entre les rendements du marais construit vertical et ceux du marais construit horizontal.

2.3.2. Variabilité temporelle des rendements des marais construits

L'efficacité du traitement des rejets solides et dissous par les marais construits a été comparée au fil des séries de mesures (Fig.14 et Fig.15-16, respectivement pour les MES et les éléments dissous) (cf. annexe 4 pour les données brutes).

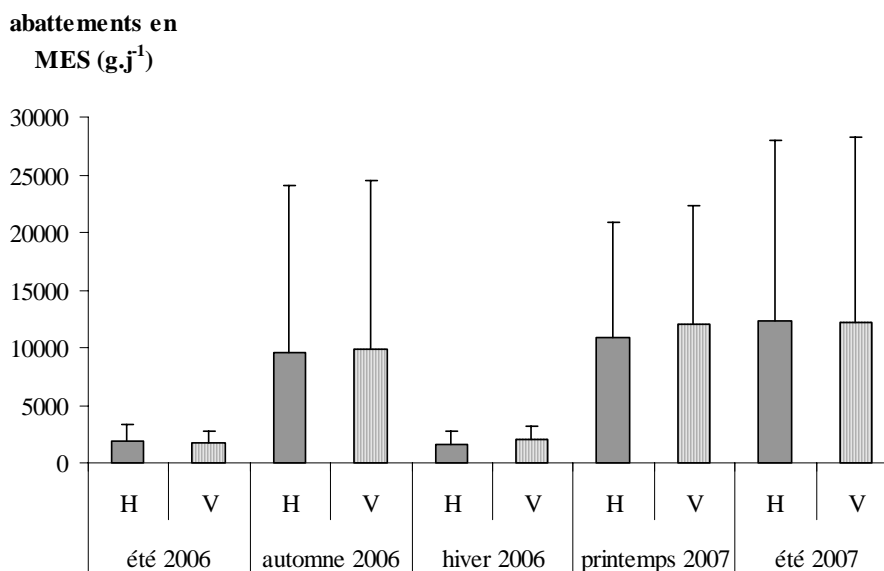


Figure 14. Variation des rendements d'abattements des MES (exprimés en g par jour) des marais construits horizontal (H) et vertical (V) étudiée sur un cycle annuel

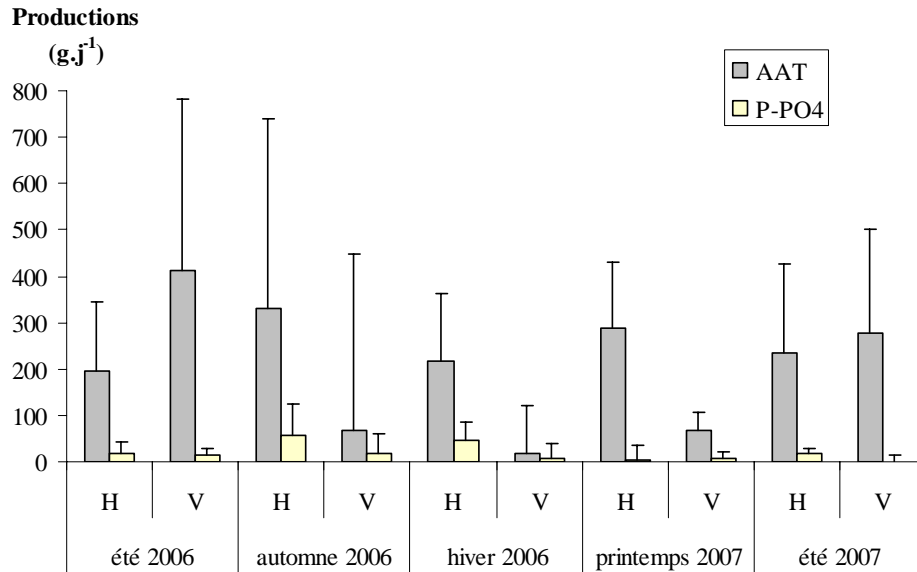


Figure 15. Variation des niveaux de productions d'AAT et P-PO₄ (exprimés en g par jour) dans les marais construits horizontal (H) et vertical (V) étudiée sur un cycle annuel

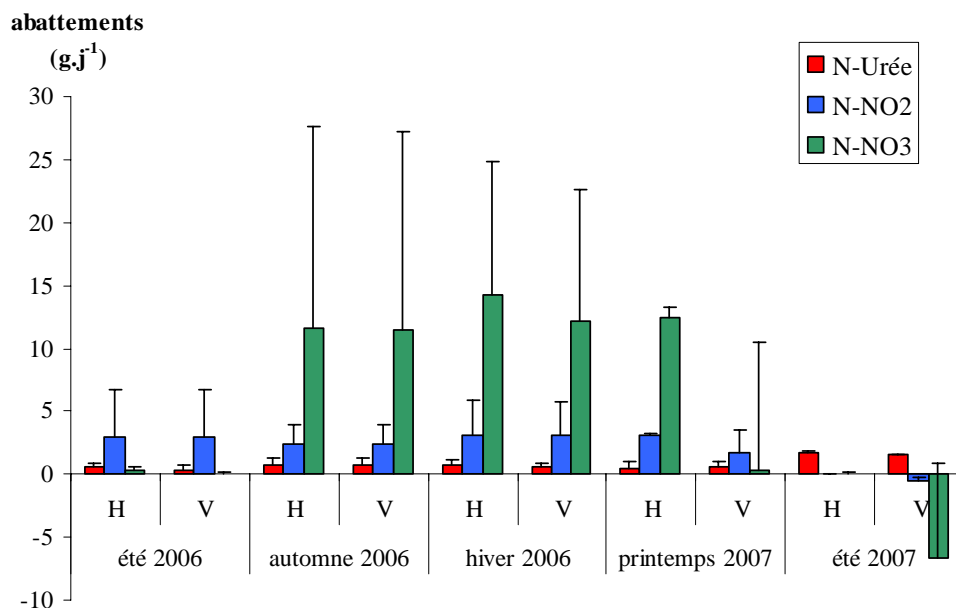


Figure 16. Variation des rendements d'abattements en éléments dissous dans les marais construits H et V (exprimés en g par jour) étudiée sur un cycle annuel

Ce suivi ne permet de retenir aucun effet systématique de la saison sur les transformations ayant lieu dans les deux marais construits.

La variation des concentrations en fonction de la profondeur du prélèvement dans les marais est présentée dans le tableau 22 :

Tableau 22. Concentrations comparées en surface et profondeur (- 45 cm) des marais H et V (N = 25)

[C] en (mg.l ⁻¹)	MES	AAT	P-PO4	N-Urée	N-NO ₂	N-NO ₃
surface H	1832 ± 4857	49 ± 21	9 ± 5	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.3
profondeur H	422 ± 706	59 ± 16	11 ± 5	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
surface V	1296 ± 1993	12 ± 3	6 ± 2	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.1
profondeur V	386 ± 481	16 ± 7	6 ± 1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.1

Les concentrations en MES sont plus élevées en surface, les concentrations en AAT augmentent avec la profondeur.

Dans le marais construit horizontal, la concentration en P-PO₄ augmente avec la profondeur. La température et l'O₂ varient peu entre la surface et le fond des marais, par contre, le pH traduit un milieu plus acide dans le fond (tableau 23).

Tableau 23. Analyses physico-chimiques en surface et profondeur des marais construits (N = 25)

	T°	O ₂ (mg.l ⁻¹)	pH
surface H	9.2 ± 4.0	1.6 ± 1.2	6.97 ± 0.3
profondeur H	10.0 ± 4.3	2.37 ± 0.3	6.71 ± 0.2
surface V	10.2 ± 3.9	2.03 ± 1.3	6.84 ± 0.3
profondeur V	10.8 ± 3.9	2.81 ± 0.6	6.71 ± 0.3

Les résultats des prélèvements effectués en différents points des marais (1, 2 et 3 dans le sens d'une distance croissante au point d'entrée de l'effluent) sont présentés dans le tableau 24:

Tableau 24. Concentrations en différents points des marais construits horizontal H et vertical V

	[C] (mg.l ⁻¹)	MES	AAT	P-PO4	N-Urée	N-NO ₂	N-NO ₃
Horizontal	Point 1	2288 ± 6063	53 ± 21	10 ± 5	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.3
	Point 2	868 ± 1514	53 ± 19	10 ± 5	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.2
	Point 3	395 ± 841	56 ± 18	10 ± 5	0.1 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
Vertical	Point 1	1101 ± 1747	13.4 ± 3.6	6.5 ± 1.5	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.1
	Point 2	416 ± 501	14.8 ± 6.8	5.8 ± 1.6	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
	Point 3	945 ± 1799	13.8 ± 5.8	6.2 ± 2.1	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.1

Les résultats montrent des concentrations décroissantes en MES en fonction de la distance au point d'entrée de l'effluent dans le marais construit horizontal ; il a été vérifié qu'il n'y avait pas de différence pour le marais construit vertical. Les éléments dissous, la température, l'oxygène, le pH et le redox n'accusent aucune différence entre les différents points étudiés.

2.4 Contrôle physicochimique des eaux avant rejet et qualité biologique de la rivière

Le suivi de la qualité de l'eau (1) au niveau du canal recevant les sorties des marais construits (point S) et (2) au niveau du rejet final dans le cours d'eau récepteur (point ICPE) est présenté dans le tableau 25 :

Tableau 25. Qualité physico-chimique de l'eau dans le canal recevant les sorties des marais construits et au niveau du rejet dans le milieu récepteur (point ICPE)

	Canal de sortie des marais	Point ICPE de la ferme	Valeurs seuils
MES (mg.l ⁻¹)	24.8 ± 38.5	3.2 ± 2.4	10
DBO ₅ (mg.l ⁻¹)		2.4 ± 0.8	5
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0.03 ± 0.01	0.22 ± 0.31	
AAT (mg.l ⁻¹)	0.78 ± 0.2	0.71 ± 0.24	1
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)	0.07 ± 0.05	0.21 ± 0.13	
PH	7.17 ± 0.2	7.36 ± 0.15	Entre 6.5 et 8.5
O ₂ (mg.l ⁻¹)	9.72 ± 13.12		
Redox (mv)	50.4 ± 69.3		
DCO*(mg.l ⁻¹)		< 30	30
T°C	13.09 ± 1.26		< 25

* pour la DCO, 3 valeurs sur 25 étaient supérieures à la valeur seuil avec une valeur maximale à 47

Les résultats des IBGN réalisés dans le milieu récepteur des effluents de la ferme en 2006 et 2007 sont présentés ci dessous et comparés aux IBGN réalisés en 1985 et 1986.

Tableau 26. Qualité biologique de la rivière (Classe et Note IBGN), avec GI le groupe indicateur et VT la Variété taxonomique

Date de l'IBGN	GI	Nom	VT	Nb taxons	Classe - Note
décembre 1985	4	<i>Leptoceridae</i>	8	27	Moyenne - 11/20
avril 1986	3	<i>Limnephilidae</i>	7	24	Moyenne - 9/20
juillet 2006	5	<i>Potamanthidae</i>	7	21	Moyenne - 11/20
début avril 2007	7	<i>Leptophlebiidae</i>	8	26	Bonne - 14/20
fin avril 2007	6	<i>Ephemeridae</i>	7	21	Bonne - 12/20

2.5. Bilan sur l'ensemble du système de traitement des rejets solides

Le bilan global de l'efficacité du système de traitement des rejets solides de la pisciculture est présenté figure 17.

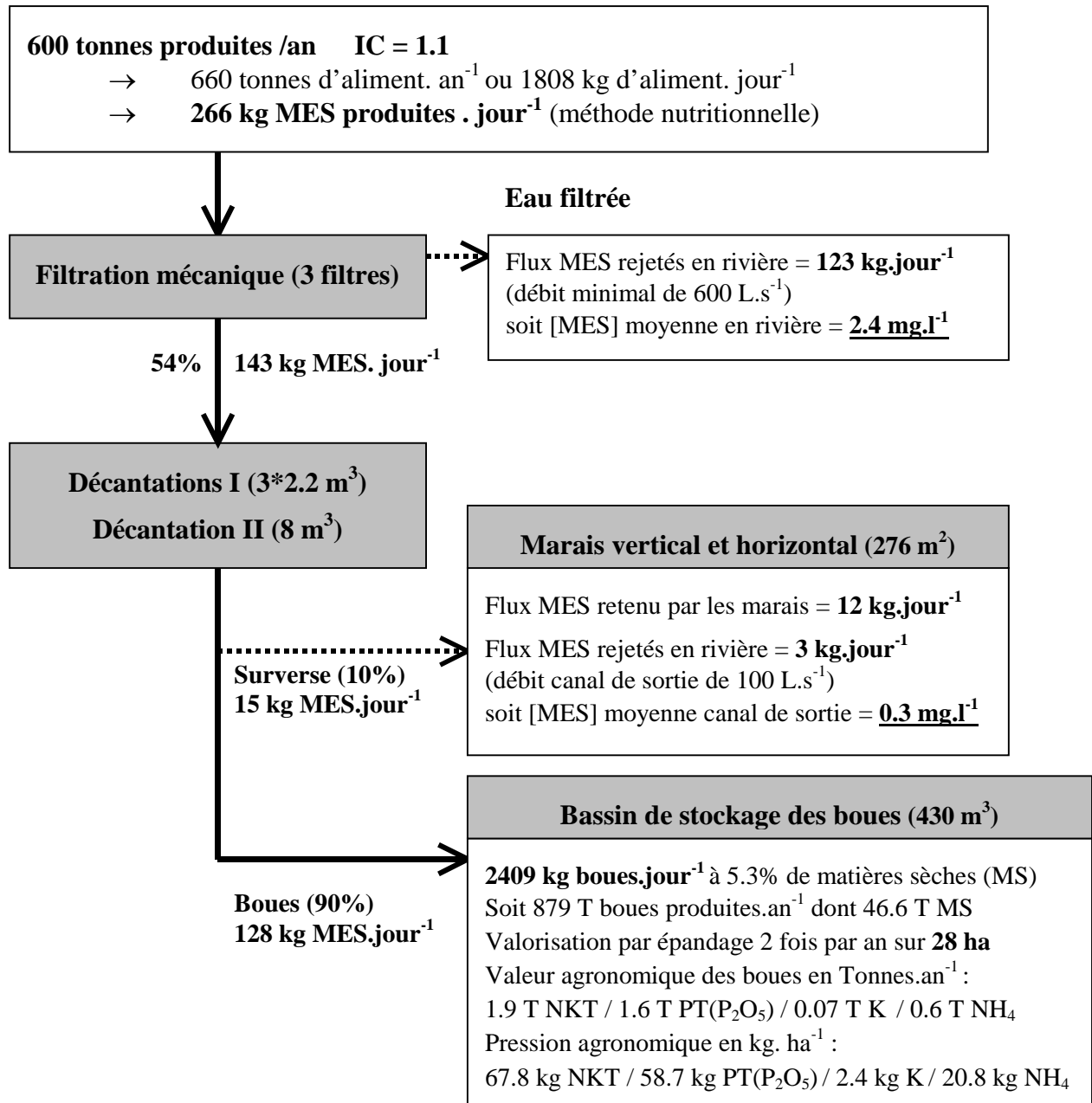


Figure 17. Bilan du traitement des MES de la pisciculture en circuit ouvert

Les boues issues du système de traitement des rejets présentent une bonne valeur agronomique (tableau 27).

Tableau 27. Composition moyenne des boues en sortie de silo et après 6 mois de stockage

Paramètre	Unité	Composition des boues en sortie de silo	Composition des boues après 6 mois de stockage
pH		5.9	6.6
MES	kg.m ⁻³	24	183
Matières organiques	% MS	74.3	54.6
Matières minérales	% MS	25.7	45.5
COT	g C/kg MS	412	353.6
NT Kjeldahl	g N/kg MS	32.3	34.5
PT (P ₂ O ₅)	g P ₂ O ₅ /kg MS	20.6	76.1
Potassium (K)	g P/ kg MS	1.5	1.3
C/N		10	8.7

3. Discussion

L'ensemble des mesures, prélèvements et analyses des eaux et matières séparées par le dispositif de traitement des rejets, conduit à des bilans de matière, depuis la sortie des bassins d'élevage jusqu'au rejet en rivière. L'intérêt majeur de ces chiffres est d'être établi sur l'ensemble d'une ferme industrielle en état de fonctionnement continu et stable, avec une connaissance précise des stocks de poissons et des quantités d'aliment distribuées.

La principale caractéristique de ces résultats est leur variabilité d'une série de mesures à l'autre, malgré la stabilité apparente du fonctionnement de la ferme. Le suivi des fluctuations des flux de MES au cours de bilans réalisés sur 24 h n'a montré aucune relation entre la variabilité de ces flux et les phases d'alimentation et d'activités sur la pisciculture. La fluctuation des résultats lors des bilans serait donc plutôt à relier à la difficulté d'échantillonner de façon représentative les MES et aux imprécisions sur les mesures de débit. Dans les marais construits, les écart-types des rendements ont été très élevés pour l'ensemble des grandeurs mesurées et dans les deux systèmes de marais. Cette variabilité pourrait résulter d'une instabilité temporelle inhérente au fonctionnement du système (cinétique de démarrage, effets climatiques) et/ou d'une hétérogénéité spatiale (effet de la profondeur, effet de la distance à l'effluent d'entrée). Un suivi des systèmes de marais construits sur une échelle de temps plus longue (supérieure à deux ans, pour s'assurer d'un démarrage complet du système), avec davantage de points de prélèvements dans les marais construits et des prélèvements à fréquence régulière sur des périodes de 24 h (en entrée et

sortie de marais simultanément) permettrait de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse. L'équipement des entrées et sorties des marais avec des débitmètres à compteur permettrait également de s'affranchir des risques d'erreur liés aux mesures manuelles des débits.

Le système de traitement des rejets solides par filtration et décantations a permis de retenir 54% des matières solides émises dans les eaux d'élevage ; les références antérieures sur des traitements similaires donnent des taux de rétention variant de 0 à 60% (Liltved, 1988 *in* Cripps et Bergheim, 2000 ; Ulgenes 1992 *in* Cripps et Bergheim, 2000 ; Bergheim *et al.*, 1993b ; Cripps 1994 ; Eichholz, 1997 *in* Bergheim et Brinker, 2002). Les marais construits ont montré une bonne capacité à réduire les MES ainsi que la matière organique (DBO₅), l'urée, les nitrites et les nitrates de l'effluent. Les rendements d'abattement des MES par les marais construits sont de 41 g.m⁻².j⁻¹ pour le système horizontal et 44 g.m⁻².j⁻¹ pour le système vertical, avec des écart-types très importants. Ces rendements se situent dans la fourchette haute des références bibliographiques qui donnent des valeurs comprises entre 0.5 g.m⁻².j⁻¹ (Panella *et al.*, 1999) et 73 g.m⁻².j⁻¹ (Schulz *et al.*, 2002, 2004a). Concernant la DBO₅, les rendements d'abattement sont de 13 g.m⁻².j⁻¹ pour les deux systèmes de marais construits, pour des valeurs habituellement situées autour de 0.5 g.m⁻².j⁻¹ (Panella *et al.*, 1999 ; Lin *et al.*, 2003). En parallèle à ces réductions, les deux marais construits produisent de l'AAT et du PPO₄. Les productions en AAT sont de 2.0 g.m⁻².j⁻¹ pour le système horizontal et 1.5 g.m⁻².j⁻¹ pour le système vertical, et les productions de P-PO₄ de 0.2 g.m⁻².j⁻¹ pour le système horizontal et 0.1 g.m⁻².j⁻¹ pour le système vertical.

Les résultats des IBGN réalisés dans le cours d'eau récepteur ont montré une amélioration de la qualité biologique du milieu depuis 20 ans. Les groupes indicateurs des IBGN réalisés en 2006 et 2007 sont représentés par des insectes éphéméroptères, plus polluo-sensibles que ceux des groupes indicateurs de 1985 et 1986 (insectes trichoptères). Depuis l'installation du système de traitement des rejets de la pisciculture, la qualité biologique de milieu récepteur s'est améliorée, passant d'une classe de qualité moyenne à bonne en un an. Cependant, des améliorations sur le système de traitement des rejets peuvent encore être envisagées. Comme les boues récupérées par ce système présentent une valeur agronomique intéressante, les efforts futurs peuvent porter sur l'amélioration du taux de récupération des matières solides au niveau des décanteurs. Ainsi, des travaux sur l'effet de l'adjonction de flocculants naturels dans l'aliment, tel que préconisé par Brinker *et al.* (2005a), pourraient être menés, permettant d'augmenter la cohésion des fécès et donc de faciliter leur traitement ; mais cette solution implique un coût supplémentaire pour l'entreprise qui devra être compensé par une valorisation commerciale des sous produits du système de traitement. Des travaux

supplémentaires devront être menés sur la stabilisation des boues, la réduction de leur teneur en eau et sur d'autres voies de valorisation telles que le compostage afin de permettre aux piscicultures dont la proximité de terres agricoles n'est pas immédiate de valoriser leur sous produits sans surcoût de transport et de stockage.

Pour l'affinage du traitement des rejets de la pisciculture, le faible débit de la surverse du silo de concentration des boues et les fortes concentrations en éléments solides et dissous étaient favorables au traitement de cet effluent par marais construits. Aucune différence dans l'efficacité du traitement de l'effluent n'a été démontrée entre le marais construit horizontal et le marais construit vertical. D'après les travaux antérieurs, la différence entre les deux systèmes pouvait porter sur une réduction des nutriments plus efficace dans le marais construit vertical du fait des conditions aérobies. En effet, en plus de retenir des particules solides, les marais verticaux assurent classiquement une nitrification de l'AAT et les marais horizontaux une dénitrification des NO_3 en azote gazeux pour des conditions d'oxygénation inférieures à 0.25 mg.l^{-1} (Terai *et al.*, 1987, *in Schulz et al.*, 2003). Cependant, dans de nombreux cas, en particulier dans les marais construits horizontaux, la concentration en O_2 est trop basse pour permettre une nitrification complète (Mitsch et Gosselink, 1993 ; Hammer et Knight, 1994 ; Gray *et al.*, 2000 ; Ciria *et al.*, 2005). Les deux marais construits étudiés étant en conditions hypoxiques, d'une part la nitrification n'a pu être que partielle, d'autre part, l'azote organique a été transformé en ammoniacque, comme en témoignent les concentrations élevées en AAT en sortie des deux marais. Les nitrates diminuant entre l'entrée et la sortie des marais construits, on peut supposer que des phénomènes de dénitrification se sont produits dans ces conditions suivant la séquence décrite par Wetzel (1983). Concernant le phosphore total, les rendements habituellement constatés fluctuent entre 5 et 90 % de réduction principalement attribuée à des phénomènes physiques d'adsorption par le substrat et de précipitation. Dans notre étude, les PPO_4 augmentant entre l'entrée et la sortie des deux marais construits, une minéralisation par des micro-organismes a pu se produire transformant les poly-phosphates et le phosphore organique en orthophosphates. Ces données nouvelles sur les bilans azotés et phosphorés dans les marais construits, montrent que des expérimentations supplémentaires sont à mener sur les émissions gazeuses et les populations bactériennes au niveau des rhizomes. En fait, les processus qui fonctionnent dans le marais construit semblent multiples et complexes : (1) des processus physiques de sédimentation / reprise des MES avec adsorptions / relargages d'éléments dissous, (2) des processus d'équilibrages entre les espèces chimiques influencés par la température, les potentiels hydrogène et redox et (3) des processus biologiques concernant les compartiments bactériens et végétaux. Du fait de cette

complexité liée à la nature et au fonctionnement du système, les rendements d'abattement ou de production fluctuent dans le temps et d'un point à l'autre. La réduction des MES par les marais construits a parfois été attribuée à un simple effet de sédimentation (Ciria *et al.*, 2005), parfois à un effet combiné de réactions physiques et biologiques (Michael, 2003). Il serait utile de poursuivre la connaissance sur les marais construits en comparant ces résultats obtenus avec *Typha sp.* avec d'autres expérimentations menées avec des espèces telles que *Phragmites australis* classiquement utilisée en station d'épuration. Les résultats ne mettent en évidence aucun effet significatif de la saison sur les transformations au sein des marais construits. La température ne semble pas jouer de rôle déterminant. Ceci nécessiterait cependant des observations sur les éventuelles successions de communautés bactériennes au fil des saisons. Les concentrations de MES dans les marais construits selon la profondeur et la distance au point d'injection montrent une forte variabilité spatiale. Cette variabilité tient d'abord à la difficulté d'échantillonner sans perturber le point étudié et notamment sans remettre en suspension les MES localement décantées. Ceci n'exclut pas des instabilités de fonctionnement du système en matière de débits (fluctuations liées à la pluviométrie, aux effets des pompes et à l'hydrodynamisme dans les systèmes).

Le traitement d'effluent chargé en matières solides par des marais construits permet donc une transformation efficace de la matière organique en éléments dissous et gazeux, par le biais de phénomènes physiques et de transformations bactériennes anaérobies mais semble inefficace pour l'abattement de l'AAT et des P-PO₄ de ce type d'effluent. Le système actuel s'avère donc insuffisamment performant pour le traitement de l'ammoniaque, produit majeur de l'excrétion des poissons. La capacité des marais construits à traiter des éléments dissous tels que l'AAT et les P-PO₄ pourrait être améliorée par l'instauration d'une meilleure oxygénation dans les marais construits. Pour cela, il conviendrait de traiter des effluents moins colmatants donc moins chargés en MES. Ainsi, l'eau filtrée issue de la filtration mécanique des eaux d'élevage pourrait être directement traitée par marais construits, avec des temps de résidence plus courts de l'ordre de quelques minutes, identiques à ceux appliqués aux filtres biologiques. Si l'on considère que la capacité de nitrification d'un marais construit est identique à celle d'un filtre biologique, un raceway de 360 m³ conviendrait pour traiter une partie de l'AAT de l'eau de sortie de la pisciculture. Dans le cas étudié, la difficulté est de pouvoir pomper le débit de l'eau de sortie (variant entre 600 et 2000 l.s⁻¹) vers l'entrée du marais construit, ajoutant un coût énergétique supplémentaire au dispositif de traitement. La configuration idéale serait un système de marais construit en sortie de ferme fonctionnant par écoulement gravitaire.

Enfin, des observations de suivi à plus long terme seront nécessaires pour établir plus précisément l'efficacité des marais construits et pour étudier plus particulièrement le risque de colmatage des systèmes lié aux phénomènes de sédimentation. En effet, les recommandations de l'AERMC (1999) et de l'US-EPA (2000) pour des marais de dimensions identiques seraient un flux maximal à traiter de 3060 à 8280 g de MES.j⁻¹ pour le marais vertical et de 2700 à 3060 g.j⁻¹ pour le marais horizontal ; or, dans ce travail, le flux de MES de la surverse du silo a été de 9861 g.j⁻¹ indiquant que les marais construits ont été sous dimensionnés vis-à-vis du risque de colmatage, en particulier le marais horizontal. Pour fixer la surface de marais optimale, les paramètres de la surverse du silo ont été traduits en EH. Le paramètre limitant est fixé par les MES, déterminant ainsi la surface minimale requise pour le traitement de l'effluent étudié (tableau 28).

Tableau 28. Surfaces de marais théoriques pour traiter la surverse du silo sans colmatage à long terme

Paramètre	Valeurs en EH de la surverse du silo	Marais vertical	Marais horizontal
		Surfaces recommandées (m ²)	Surfaces recommandées (m ²)
		3 à 8 m ² .EH ⁻¹	8 à 9 m ² .EH ⁻¹
MES	109	328-876	876-986
DBO ₅	63	189-506	506-569
NK	27	80-214	214-240
PT	63	189-504	504-567

Le débit actuellement traité par chacun des deux marais est de 9.7 m³.j⁻¹; selon ce barème et les caractéristiques de la surverse, le débit maximal théorique pouvant être traité sans risque de colmatage est de 3 m³.j⁻¹ pour le marais horizontal et de 3 à 8 m³.j⁻¹ pour le marais vertical. Une solution pour améliorer notre système et éviter un risque de colmatage à long terme serait de mettre en série le marais horizontal traitant la surverse du silo avec le 3^{ème} marais construit sur le site, qui traite actuellement un débit très faible d'effluent et pourrait donc recevoir une charge supplémentaire à traiter.

CHAPITRE 3 – Système d'élevage de truites en circuit recirculé

L'étude du système de traitement des rejets solides de la pisciculture a confirmé la difficulté de traiter les eaux d'élevage en circuit ouvert, du fait des forts débits et des faibles concentrations. Ce troisième chapitre de la thèse aborde l'étude d'un système d'élevage piscicole en circuit recirculé permettant la réduction des consommations en eau et donc des rejets. Les recherches sur la réduction maximale possible de la consommation en eau ont été menées sur un système expérimental d'élevage en circuit recirculé aménagé au sein d'une exploitation piscicole. Il s'agissait à la fois de suivre la qualité de l'eau du système d'élevage, de quantifier les flux de matières et de relever les performances et le bien être des poissons. Ces expériences se devaient d'être conduites systématiquement en parallèle avec un système d'élevage en circuit ouvert comme référence. Les élevages successifs ont cherché dans un premier temps à établir le fonctionnement physico-chimique et biologique du système d'élevage en circuit recirculé à la densité d'élevage habituelle et maintenue constante. Dans un second temps, la densité d'élevage a été progressivement augmentée pour observer les limites du système d'élevage en circuit recirculé et pour suggérer les possibles améliorations futures. Les expérimentations ont été menées sur le site de grossissement de la pisciculture Murgat et les résultats ont fait l'objet de deux publications :

Roque d'Orbcastel, E., Person-Le-Ruyet, J., Le Bayon, N., Blancheton, J.P., ----a. Comparative growth and welfare in rainbow trout reared in recirculating and flow through rearing systems. *Soumise à Aquacultural Engineering*.

Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Belaud, A., ----b. Trout farming in recirculation : rainbow trout performance and system documentation. *Soumise à Aquacultural Engineering*.

1. Matériel et méthodes

1.1. Séries d'élevages

1.1.1 Fonctionnement physico-chimique et biologique d'un système d'élevage en circuit recirculé à la densité d'élevage habituelle et maintenue constante

Les performances des truites AEC dans le système d'élevage en circuit recirculé (SR) ont été comparées durant 200 jours aux performances des poissons dans le système d'élevage en circuit ouvert (SO), à une densité d'élevage standard pour la pisciculture (60 kg.m^{-3}). Dans le SR, le taux de renouvellement en eau neuve exprimé en m^3 par kilogramme d'aliment distribué a été maintenu constant pour l'ensemble des expérimentations, alors que le débit de

recirculation dans le bassin a été modifié : au cours de la 1^{ère} expérience, le SR a fonctionné à débit de recirculation maximal. Le débit de recirculation a ensuite été réduit durant la 2^{ème} expérience afin de connaître l'effet de la diminution du débit de recirculation sur les performances des poissons et du système d'élevage.

Pour la 1^{ère} expérience (du 23/08/2006 au 23/11/2006), 23464 poissons d'un poids individuel de 104.6 g (de même population initiale) ont été répartis au hasard entre le SR et le SO, à une densité initiale de 45 kg.m⁻³. Les effectifs et biomasses initiaux dans les bassins ont été contrôlés par un compteur à poissons (HELIOS40, Faivre®), à 1.6% de précision. La densité a été maintenue constante à 60 kg.m⁻³ par retrait de poissons toutes les deux semaines (pêche aléatoire). Le débit de recirculation dans le SR a été maintenu au maximum durant la 1^{ère} expérience (appelée SR1).

Pour la 2^{ème} expérience (du 23/11/2006 au 07/03/2007), 24053 poissons d'un poids individuel de 230 g ont été répartis au hasard entre le SR et le SO ; les deux systèmes d'élevage ont été approvisionnés avec la même densité initiale de 50 kg.m⁻³ (15220 poissons pour le SR et 8833 pour le SO). La densité a été maintenue constante à 60 kg.m⁻³ par retrait de poissons toutes les deux semaines (pêche aléatoire). Le débit de recirculation dans le SR a été réduit progressivement au cours de la 2^{ème} expérience (appelée SR2).

Les poissons ont été nourris deux fois par jour (distribution manuelle) avec deux types d'aliment commercial Skretting® (2P et 3P, selon le poids des poissons) ; l'aliment 2P est à 46% de teneur en protéines et 26% en lipides, l'aliment 3P est à 45% et 28% respectivement. Le taux d'alimentation journalier a été fixé entre 0.8 et 1% de la biomasse selon les tables de rationnement du fabricant d'aliment, fonction du poids moyen des poissons et de la température de l'eau.

1.1.2 Capacité d'accueil maximale du système d'élevage en circuit recirculé et bien être des poissons

La 3^{ème} expérience (du 07/03/2007 au 23/05/2007) a commencé avec des truites AEC de poids individuel de 650 g précédemment triées, d'une même population initiale. 7441 poissons ont été répartis au hasard entre le SR et le SO ; les deux systèmes d'élevage ont été approvisionnés avec la même densité initiale de 57 kg.m⁻³ (5859 poissons pour le SR et 1582 pour le SO).

Les performances et le bien être des poissons ont été étudiés dans les deux systèmes d'élevage en parallèle durant 77 jours, avec une densité en élevage augmentant naturellement de 57 à 100 kg.m⁻³ tout au long de l'expérience et un débit de recirculation maximale dans le SR.

Les poissons ont été nourris deux fois par jour (distribution manuelle), avec un aliment commercial Skretting®, à 45% de teneur en protéines et 28% en lipides. Le taux d'alimentation journalier a varié entre 0.8 et 1% de la biomasse sur la période.

1.2 Le système d'élevage expérimental

1.2.1. Le système d'élevage en circuit recirculé (SR) (annexe 5)

Le SR, adapté du modèle danois, a été spécialement construit pour les expérimentations sur le site la pisciculture Murgat. Deux raceways de type Foster-lucas (L : 75 m, l : 6 m, p : 0.8 m) ont été aménagés en deux parties: (1) une zone d'élevage de 70 m³ et (2) une zone de traitement de l'eau de 110 m³.

La zone de traitement de l'eau est composée de deux pompes airlift (4.20 m de profondeur, rampe de bullage en P.V.C) assurant la circulation de l'eau, l'oxygénation et le dégazage, d'une zone de sédimentation et d'un filtre biologique à lit fluidisé (Fig.18) (Roque d'Orbcastel *et al.*, soumis b).

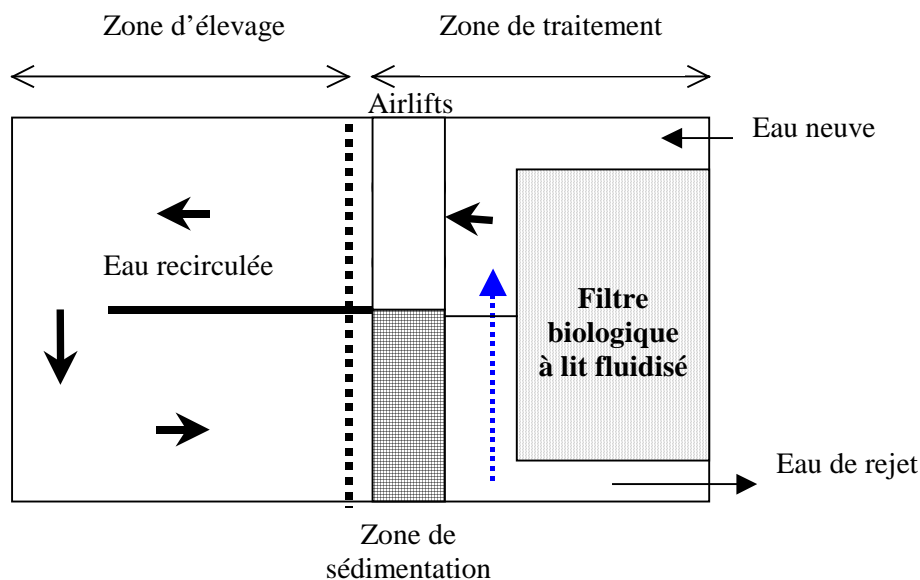


Figure 18. Système d'élevage expérimental en circuit recirculé (SR) de la pisciculture MURGAT ; la flèche bleue en pointillés représente la possibilité de by-passer le filtre biologique

L'eau neuve est admise par gravité en provenance de la source. Le débit, contrôlé par un orifice réglable, est fixé sur la base de 8 m³.kg⁻¹ d'aliment distribué (soit entre 4.5 et 6.6 l.s⁻¹ selon les biomasses maintenues en élevage au cours des expérimentations). De l'air comprimé est injecté dans les pompes airlift à 4 m 20 de profondeur. Le compresseur est équipé d'un variateur de fréquence pour ajuster le débit d'air et donc le taux de recirculation de l'eau dans

le bassin. La zone de sédimentation (12m^2) est installée avant l'entrée du filtre biologique : elle est constituée de deux rangées de cônes creusés dans le bassin (1 m^2 de surface unitaire), le haut des cônes affleurant le fond du bassin. Ces cônes sont équipés de bouchons permettant une évacuation par intermittence de la matière solide par pompage vers le silo final de décantation de la ferme (cf. chapitre précédent). Le filtre biologique est un lit fluidisé à garnissage plastique ($800\text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ de surface spécifique) dont l'oxygénation est assurée par injection d'air dans le fond des cellules ; 20 m^3 de garnissage sont répartis dans 9 cellules remplies à 52%.

1.2.2. Le système d'élevage de référence en circuit ouvert (SO)

Ce système d'élevage « témoin » fonctionnant en circuit ouvert est un segment d'un raceway de la pisciculture de type Foster-lucas (L : 75 m, l : 6 m, p : 0.8 m) dont le volume utile, délimité par deux grilles, a varié entre 10 m^3 et 18 m^3 selon les expériences, en fonction des contraintes de gestion de la pisciculture.

Le système est alimenté en seconde eau, précédemment filtrée et ré-oxygénée par une plateforme à jets après un usage en première eau. Il peut recevoir le quart du débit total de la pisciculture soit entre 150 et 500 l.s^{-1} selon les variations naturelles saisonnières.

1.3. Points de mesures et caractéristiques

1.3.1. Qualité de l'eau d'élevage

L' O_2 et la température ont été enregistrés en continu au moyen de sondes SEDIA®. Les autres paramètres physico-chimiques ont été suivis par des prélèvements effectués toutes les 2 semaines dans le SR (Fig.19) et en sortie du SO.

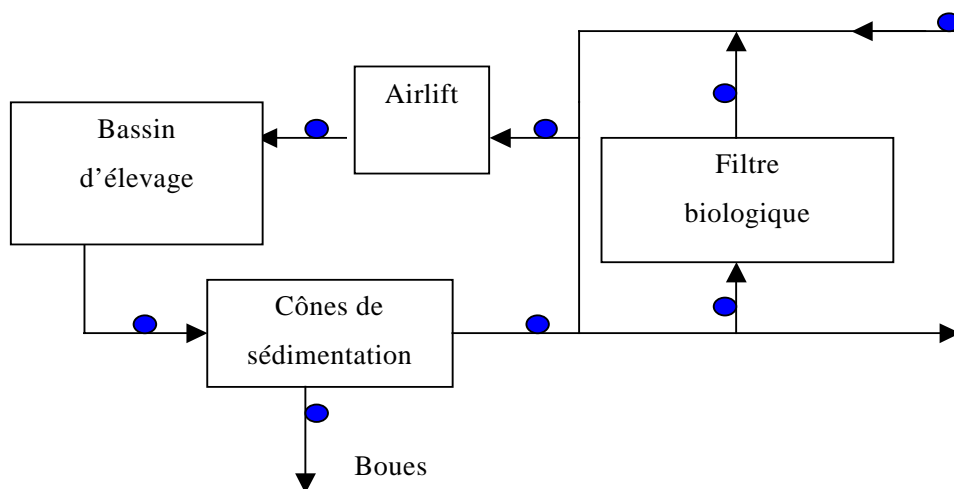


Figure 19. Points de prélèvement de l'eau dans le SR (représentés par des points bleus)

Les échantillons d'eau ont été prélevés 4 h après l'alimentation du matin au moment du pic post-prandial (cf. chapitre 1). Les MES, AAT, N-NO₃, N-NO₂, P-PO₄ et l'urée ont été analysés selon les protocoles décrits dans le chapitre 1. Les échantillons d'eau, conservés à 4°C après filtration, ont été analysés en laboratoire 24 h après prélèvement selon les méthodes décrites dans le chapitre 1. Sur place, le CO₂ a été mesuré par une sonde Oxyguard®, les pressions totales en gaz dissous à l'aide d'un 300 ETM tensionometer® et la valeur de pH avec au moyen d'une sonde Ecoscan®.

La vitesse de circulation de l'eau a été mesurée avec le courantomètre électromagnétique FLO-MATE®. Les mesures de vitesse ont été faites en fin de la zone d'élevage, dans des zones sans poisson. Chaque mesure de débit a été obtenue par l'intégration de 21 mesures de vitesse sur la section mouillée ; chaque mètre, dans la largeur du bassin (entre 0 et 6 m), 3 mesures de vitesse ont été effectuées dans la colonne d'eau (surface, milieu de colonne et fond de bassin). Les mesures de vitesses ont été prises pour chacun des 21 points de mesures après stabilisation (10 secondes) et en triplicat (précision à 32% près). Les débits d'air fournis par les compresseurs ont été calculés grâce aux relevés de pression effectués avec un manomètre de précision. La consommation électrique a été calculée à partir des relevés effectués au niveau des compteurs électriques installés sur les compresseurs.

Les rendements d'oxygénation et de dégazage des pompes airlift ont été calculés par des bilans de matières (O₂ et CO₂) en entrée-sortie de l'airlift. Le rendement d'oxygénation a été calculé de la façon suivante :

$$\text{Rendement d'oxygénation (\%)} = 100 * k / K$$

$$k \text{ (kg j}^{-1}\text{)} = (C_2 - C_1) * Q * 24 / 1000$$

$$K \text{ (kg j}^{-1}\text{)} = Q_a * 24 * O_2\% * 32 / 22.4$$

avec k= quantité d'O₂ transférée par l'airlift (kg j⁻¹); K = quantité d'O₂ disponible dans le débit d'air (kg j⁻¹); C₁ = concentration en O₂ dans l'eau en entrée d'airlift (mg l⁻¹); C₂ = concentration en O₂ dans l'eau en sortie d'airlift (mg l⁻¹); Q = débit d'eau (m³ h⁻¹); Q_a = débit d'air (m³ h⁻¹); O₂% = pourcentage d'O₂ dans l'air (21%).

La cinétique d'oxydation de l'AAT (R_b) par le filtre biologique a été calculée sur la base de prélèvements d'eau en entrée et sortie du filtre (24 bilans réalisés), selon l'équation de bilans matières suivante :

$$R_b = [(C_i - C_e) (Q_1 - q)] * 24 / V_b$$

avec R_b, la cinétique d'oxydation de l'AAT (g m⁻³ j⁻¹); C_i la concentration en AAT en entrée du filtre biologique (mg l⁻¹); C_e la concentration en AAT en sortie du filtre biologique (mg l⁻¹);

Q_1 le débit d'eau circulant dans le filtre biologique ($m^3 h^{-1}$); q le débit d'eau de sortie du SR ($m^3 h^{-1}$).

L'efficacité de traitement des rejets solides par les cônes de sédimentation a été évaluée par la mesure du taux de rétention des MES. Les MES émises par les poissons ont été évaluées en utilisant le modèle nutritionnel proposé par Papatryphon *et al.* (2005), pour une quantité d'aliment distribuée connue sur une période de 24 heures. Pour la période équivalente, le volume de boues retenues par les cônes de sédimentation a été récupéré et la teneur en matières sèches a été analysée. La qualité de l'eau de rejet du SR a été comparée à celle du SO par les méthodes hydrobiologique et nutritionnelle décrites dans le chapitre 1.

1.3.2. Croissance et mortalité des poissons

La mortalité des poissons dans les deux systèmes d'élevage a été relevée tous les jours. L'augmentation de la biomasse de poissons a été estimée toutes les deux semaines dans les deux systèmes d'élevage, par des pesées individuelles de 100 poissons prélevés au hasard et par des pesées de lots de poissons, sur des poissons mis à jeun 24 heures auparavant. Du fait de ces mises à jeun, les pesées de poissons ont été dissociées des prélèvements d'eau et des mesures sur place afin de ne pas perturber les mesures de rejets. Le taux de croissance spécifique (TCS) a été calculé selon l'équation (1) avec p_i et p_f les poids initial et final des poissons sur la période étudiée :

$$(1) \quad TCS = 100 * (\ln p_f - \ln p_i) * \text{nombre de jours}^{-1}$$

La température de l'eau est un paramètre essentiel pour la croissance. Le modèle de croissance Muller-Feuga (1998) a été utilisé pour corriger les effets sur la croissance des éventuels décalages de température entre les systèmes d'élevage. Le coefficient thermique de croissance (thermal growth coefficient ou TGC) a également été calculé selon l'équation :

$$(2) \quad TGC = (p_f^{1/3} - p_i^{1/3}) * 100 * \text{somme des degrés jours}^{-1}$$

L'indice de conversion alimentaire (IC) apparent a été calculé comme la quantité d'aliment distribué sur une période donnée rapportée au gain de biomasse sur cette même période. Pour chacune des 3 expériences, l'IC global des deux systèmes a été calculé, correspondant à la quantité totale d'aliment distribuée au cours de l'expérience rapportée au gain total de biomasse. Pour chacune des 3 expériences, l'IC global a été comparé à la moyenne des IC calculés chaque quinzaine (correspondant à la fréquence des biométries).

La morphologie des poissons a été notée avec l'indice K de Fulton tous les mois selon l'équation (3) avec p = poids (g) et L = longueur du poisson à la fourche (cm) :

$$(3) \quad K = p * 100 * L^{-3} \quad .$$

Les données de la pisciculture ont été utilisées comme référence, correspondant à la croissance de truites AEC maintenues à une densité d'élevage habituelle de 60 kg.m^{-3} , avec une température moyenne de l'eau autour de 11°C (Fig.20).

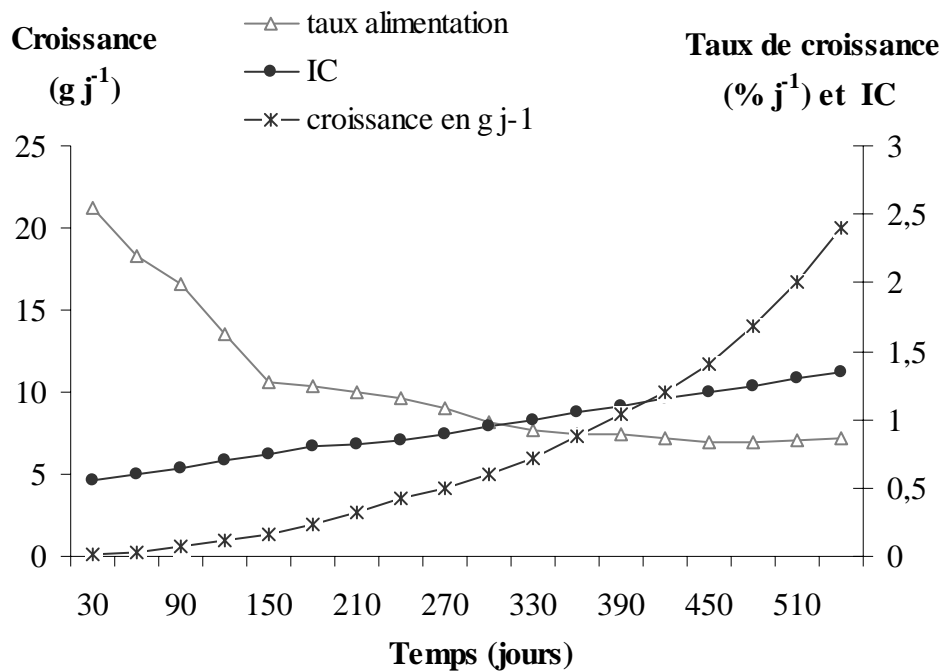


Figure 20. Croissance de la truite AEC en circuit ouvert à 60 kg.m^{-3}

1.3.2. Bien être des poissons

Le bien être des poissons a été étudié dans la seconde phase de ce travail, visant à fixer les limites du système d'élevage en circuit recirculé, au cours d'une expérience de 77 jours pendant laquelle la densité en élevage a augmenté progressivement. La densité en élevage du SO a été laissée en augmentation naturelle au cours de cette même période.

L'aspect des nageoires a été utilisé comme indicateur de bien être selon la méthode décrite par Person-Le Ruyet *et al.* (2007). Les nageoires pectorales et dorsales de 50 poissons par système d'élevage ont été examinées aux jours 15 (j15) et 69 (j69), quand les densités étaient de 61.2 kg.m^{-3} et 60.7 kg.m^{-3} respectivement pour le SR et le SO (j15), et de 94.9 kg.m^{-3} et 87.9 kg.m^{-3} (j69).

Les poissons ont été anesthésiés avant examen (éthylène-glycol-monophényl-éther, à 0.5‰). Le même opérateur a effectué les observations. La longueur maximale des nageoires pectorales et dorsales a été mesurée au mm près pour calculer l'Indice de Longueur Relative (ILR) selon l'équation (4) :

$$(4) \quad \text{ILR} = 100 \times \text{longueur de la nageoire} \times \text{longueur du poisson à la fourche}^{-1}, (\text{mm}, \text{mm})$$

Le profil général utilisé pour évaluer le niveau d'érosion des nageoires est présenté figure 21.

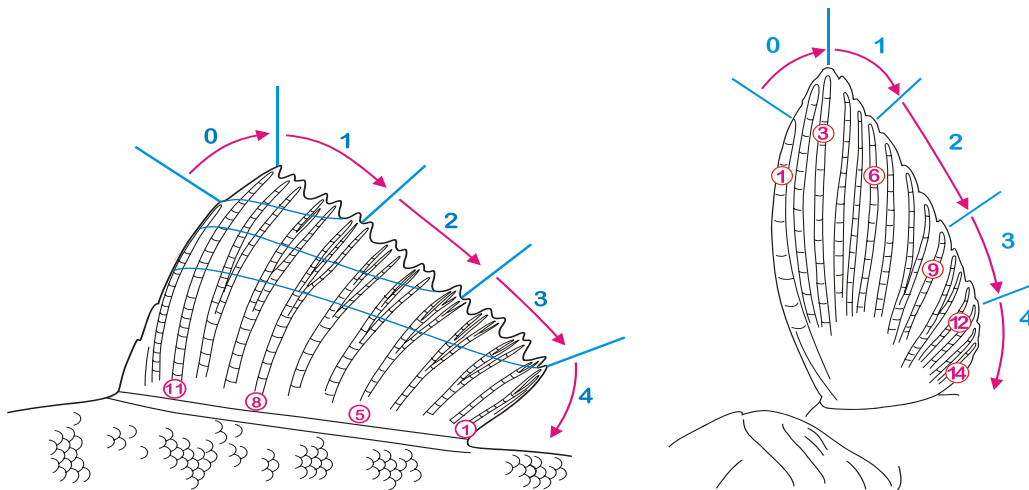


Figure 21. Niveaux d'érosion des nageoires pectorales et dorsale: niveau 0 pour une nageoire intacte et niveau 4 une nageoire avec tous les rayons touchés (Person-Le Ruyet *et al.*, 2007).

L'érosion des nageoires pectorales et dorsale dans le SR et le SO a été exprimée en fréquence (en %) par catégorie (de 0 à 4) et le niveau d'érosion moyen a été calculé. Les moignons, attribués à des problèmes de manipulations antérieures (blessures survenues durant le pré-grossissement) n'ont pas été pris en compte.

Les nageoires caudales ont été examinées et classées en 3 groupes selon la référence de la pisciculture pour le tri à l'aspect (commercialisation de poissons entiers) (Fig 22).

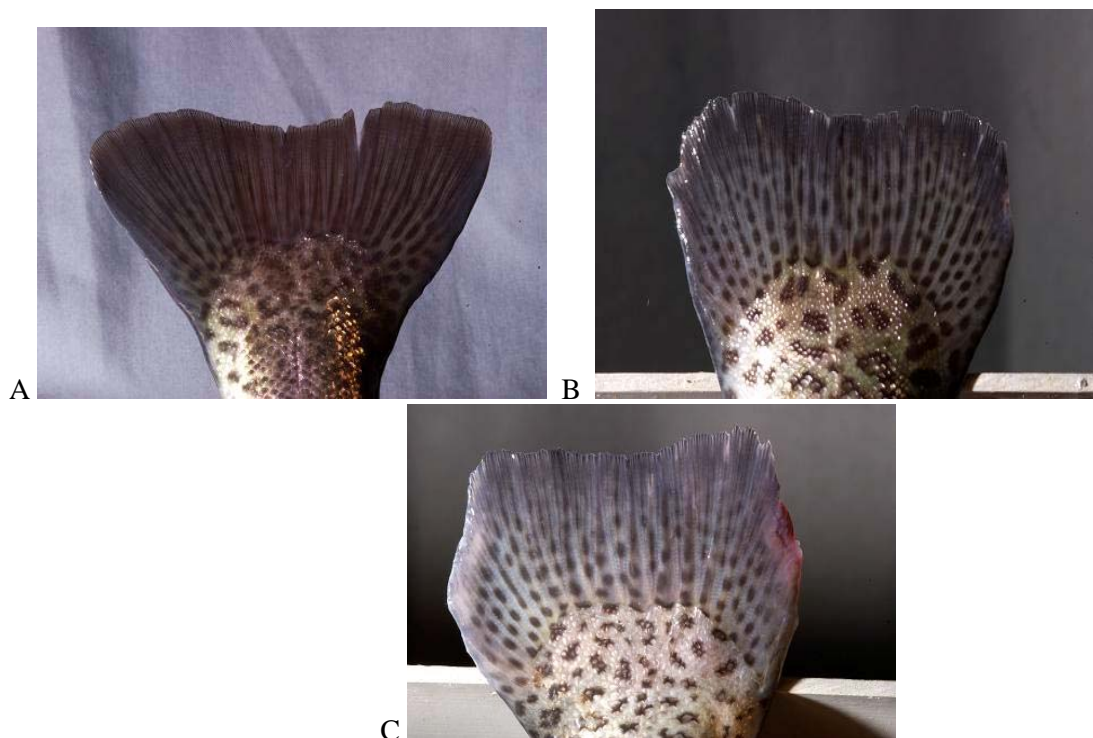


Figure 22. Les trois niveaux d'érosion de la nageoire caudale : (A) pas de changement notable du profil par rapport à une nageoire intacte, exceptées quelques déchirures classiquement observées en

élevage, (B) érosion modérée avec un changement du profil général (rayons extérieurs érodés), (C) érosion majeure de la caudale avec des extrémités sanguinolentes ou enflammées (non commercialisable comme poisson entier)

1.3.4. Analyse statistique

Les statistiques ont été réalisées en s'appuyant sur le logiciel XLstat®. Les différences entre les systèmes d'élevage en terme de performances et d'érosion des nageoires ont été testées en réalisant des ANOVA à un facteur fixe (le système d'élevage).

La qualité d'eau du SR a été comparée à celle du SO sur une période de 200 jours en réalisant des ANOVA à un facteur fixe (le système d'élevage) sur l'ensemble des paramètres physicochimiques. La qualité de l'eau du SR en condition de recirculation maximale a été comparée à celle du SR avec un taux de recirculation réduit avec un ANOVA à un facteur fixe (le débit).

2. Résultats

2.1. Fonctionnement du système d'élevage en circuit recirculé et performance des poissons

2.1.1. Qualité de l'eau entrante et écoulements

La qualité physico-chimique de l'eau neuve a été sensiblement constante tout au long de notre étude (tableau 29).

Tableau 29. Qualité physico-chimique de l'eau de renouvellement du SR (Concentrations en mg l⁻¹)

	pH	T°C	O ₂	MES	AAT	P-PO ₄	N-urée	N-NO ₂	N-NO ₃
Moyenne	7.3	11.9	8.3	0.0	0.0	0.01	0.01	0.00	7.37
écart-type	0.4	1.1	1.1	0.0	0.0	0.03	0.01	0.00	1.07

L'apport d'eau neuve dans le SR (tableau 30) a été 4 fois inférieur à celui du SO.

Tableau 30. Données sur l'eau neuve apportées au SR

Débit d'eau neuve	Période SR1	Période SR2	Moyenne SR (23/08/06 au 07/03/07)
En m ³ .kg d'aliment ⁻¹	8.9 ± 3.1	8.3 ± 1.4	8.6 ± 2.4
En m ³ .j ⁻¹	474	301	379
En % de renouvellement.j ⁻¹	260	170	210

Deux débits de recirculation ont été successivement assurés par les pompes airlift dans le SR (tableau 31).

Tableau 31. Caractéristiques du compresseur SF 700 / 1PC, des débits d'air injectés dans les pompes airlift et des débits d'eau induits, sur l'ensemble de la période (SR), et sur les deux périodes étudiées (SR1 et SR2)

Paramètres	1 ^{ère} période (du 23/08/06 au 23/11/06) : SR1	2 ^{ème} période (du 23/11/06 au 07/03/07) : SR2	Moyenne SR (23/08/06 au 07/03/07)
Vitesse moteur (tour.min ⁻¹)	2687	2015	2350
Fréquence (Hz)	40	30	35
Débit d'air introduit dans airlift (m ³ .h ⁻¹)	88	60	71 ± 17
Débit d'eau induit (m ³ .h ⁻¹)	1175±207	870±94	913 ± 171

La vitesse de circulation de l'eau a été de $8.2 \pm 1.2 \text{ cm.s}^{-1}$ en condition SR1 et de $5.7 \pm 0.2 \text{ cm.s}^{-1}$ en conditions SR2. Ces vitesses sont très supérieures à celle du SO ($2.2 \pm 0.7 \text{ cm.s}^{-1}$).

2.1.2. Qualité de l'eau dans les bassins d'élevage

Le suivi de la qualité de l'eau dans le SO et le SR est détaillé dans les tableaux 32 et 33.

Tableau 32. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau d'élevage des deux systèmes d'élevage testés (NS, différence non significative ; différence significative *, $P < 0.05$; ***, $P < 0.001$).

Période	Nb jours	MES	AAT	N-NO ₂	N-NO ₃	N-Urée	P-PO ₄
		Concentrations en mg.l ⁻¹					
SR (N = 18)	200 jours	7.3±7.1	0.29±0.09	0.11±0.05	8.56±0.99	0.07±0.02	0.04±0.03
SO (N = 13)		3.9±2.7	0.89±0.08	0.02±0.00	7.51±0.70	0.13±0.01	0.05±0.01
<i>P</i>		NS	***	***	***	***	NS
SR 1 (N = 7)	94 jours	4.8±1.8	0.26±0.14	0.13±0.10	8.06±0.99	0.06±0.02	0.03±0.03
SR 2 (N = 11)	106 jours	8.0±7.9	0.29±0.07	0.10±0.03	8.68±0.96	0.07±0.02	0.04±0.03
<i>P</i>		NS	NS	NS	NS	NS	NS

Les MES sont en moyenne plus élevées en conditions de recirculation, relativement aux conditions de circuit ouvert, mais la forte variabilité des résultats ne permet pas de retenir d'effet significatif. En revanche, il apparaît des différences significatives entre les systèmes d'élevage pour les teneurs en azote dissous, avec des concentrations en AAT significativement inférieures dans le SR et des concentrations en N-NO₂ et N-NO₃ significativement supérieures. Lors de la réduction du débit de recirculation de l'eau dans le SR, la qualité d'eau ne s'est pas significativement dégradée.

En matière de suivi des gaz dissous (tableau 33), la concentration en O₂ en sortie de SR est significativement plus élevée que celle du SO, tandis que la concentration en CO₂ est moindre. Le SR occasionne une élévation de la valeur de pH et une sursaturation chronique en

azote dissous. Cette dernière ne cède pas à la réduction du débit de recirculation de l'eau dans le SR (condition SR2).

Tableau 33. Concentrations en gaz dissous, pH et température dans les systèmes d'élevage testés.

Période	Nb jours	pH	T (°C)	O ₂ sortie de bassin (mg l ⁻¹)	CO ₂ (mg l ⁻¹)	Saturation N ₂ (%)
SR	200 jours	7.36 ± 0.21	11.2 ± 1.4	7.9 ± 1.1	8.5 ± 2.6	107.5 ± 2.5
SO		6.86 ± 0.32	11.6 ± 0.5	6.6 ± 0.8	18.8 ± 4.2	98 ± 7
<i>P</i>		***	***	***	***	*
SR 1	94 jours	7.35 ± 0.17	12.6 ± 0.8	7.97 ± 1.01	9.0 ± 2.8	107.1 ± 2.4
SR 2	106 jours	7.36 ± 0.23	10.2 ± 0.7	7.93 ± 1.11	8.3 ± 1.6	108.5 ± 2.1
<i>P</i>		<i>NS</i>	***	<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>

2.1.3. Efficacité du système de traitement de l'eau du SR

Le tableau 34 présente les résultats sur l'efficacité du système de traitement de l'eau du SR en condition de recirculation maximale (SR1) et en condition de recirculation réduite (SR2).

Tableau 34. Efficacité du système de traitement de l'eau du SR en condition de recirculation maximale (SR1) et en condition de recirculation réduite (SR2).

Période	Nb jours	Rendement d'oxygénation (%)	Rendement d'oxygénation (g d'O ₂ .kWh ⁻¹)	Rendement de dégazage du CO ₂ (%)	Rendement de récupération des MES (%)
Moyenne	200	7.4 ± 6.4	392 ± 132	23.9 ± 11.6	59.6 ± 27.7
SR 1	94	6.8 ± 7.6	459 ± 200	21.4 ± 12.1	40 ± 18.5
SR 2	106	6.3 ± 7.1	342 ± 21	25.6 ± 12.7	80 ± 11.9
<i>P</i>		<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>	*

La réduction du débit de recirculation n'a eu d'effet significatif que sur le rendement de traitement des rejets solides par sédimentation ($P = 0.04$).

Au cours des 200 jours d'expérience, la capacité moyenne d'oxygénation des pompes airlift a été de 20.4 ± 12.4 g d'O₂.m⁻³ d'air soit 290 ± 177 g d'O₂ par passage au travers des airlifts. Les pompes airlift ont fourni en moyenne 392 g d'O₂.kWh⁻¹ (maximum de 690 g d'O₂.kWh⁻¹) avec un rendement énergétique de 2.4 ± 0.8 kWh.kg⁻¹ de poisson produit ; la diminution du débit de recirculation a permis de réduire la consommation énergétique des pompes airlift de 2.8 ± 0.9 à 2.1 ± 0.6 kWh.kg⁻¹ de poisson produit.

Le filtre biologique a fonctionné avec 11 m³ d'air.h⁻¹.m⁻³ de substrat. La cinétique d'oxydation de l'AAT par le filtre biologique a été en moyenne sur la période de 200 jours de

33.5 ± 13.5 g AAT.m⁻³ de substrat.j⁻¹, pour une concentration d'AAT en entrée de filtre de 0.27 ± 0.05 mg.l⁻¹ et une concentration résiduelle de N-NO₂ de 0.10 ± 0.03 mg.l⁻¹ (tableau 35 ; Fig.23).

Tableau 35. Cinétique d'oxydation de l'AAT en condition de recirculation maximale (SR1) et en condition de recirculation réduite (SR2).

	Période	Cinétique d'oxydation (g N-NH ₄ .m ⁻³ de substrat.j ⁻¹)	[AAT] en entrée du filtre (mg.l ⁻¹)	[N-NO ₂] résiduelle (mg.l ⁻¹)
Moyenne	200 jours	33.5 ± 13.5	0.27 ± 0.07	0.10 ± 0.03
SR 1	94 jours	34.9 ± 12.7	0.21 ± 0.06	0.10 ± 0.04
SR 2	106 jours	33.4 ± 13.7	0.29 ± 0.07	0.10 ± 0.03
<i>P</i>		<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>

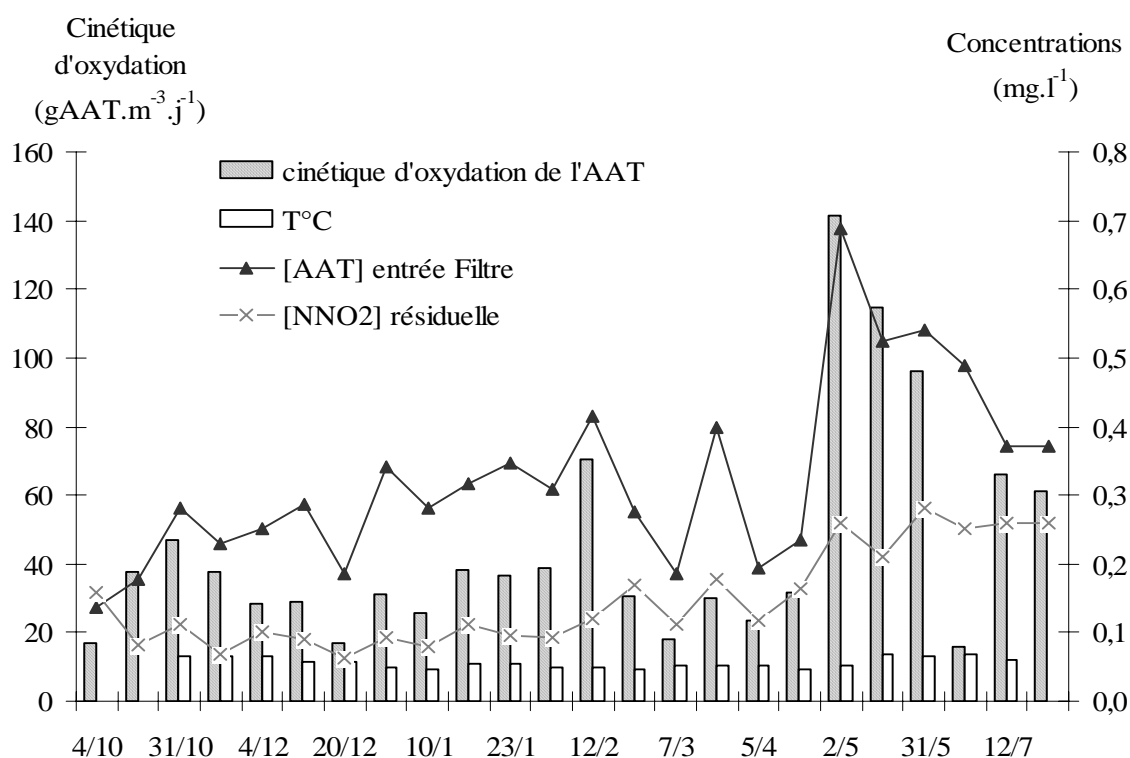


Figure 23. Evolution temporelle de l'oxydation de l'AAT dans le filtre biologique du SR

La cinétique d'oxydation de l'AAT s'est améliorée avec l'augmentation de biomasse dans le SR au cours de la 3^{ème} expérience ; la cinétique moyenne de cette période a été de 59.8 ± 44.4 g AAT.m⁻³ de substrat.j⁻¹ ([AAT] de 0.40 ± 0.16 mg.l⁻¹ et [N-NO₂] résiduelle de 0.21 ± 0.06 mg.l⁻¹), avec une valeur maximale atteinte à 141 g AAT.m⁻³ de substrat.j⁻¹ ([AAT] en entrée

de filtre de 0.69 mg.l⁻¹). Le coût énergétique du filtre biologique n'a pu être évalué, une partie de l'air n'étant pas utilisée.

L'utilisation d'un seul compresseur (5.5 KWh) pour l'alimentation en air du système airlift + filtre biologique a été testé sur une courte période (débit d'air de 293 m³.h⁻¹) indiquant un rendement énergétique total du système de traitement de 2.49 ± 0.05 kWh.kg⁻¹ de poisson produit.

2.1.4. Evaluation des rejets du SR et comparaison avec le SO

Le suivi de la qualité des eaux de rejets du SR et du SO, associé aux contrôles des débits, a permis d'établir les flux de rejets des deux systèmes d'élevage selon la méthode hydrobiologique (cf. chapitre 1).

Le tableau 36 donne les flux de rejets ainsi obtenus et ramenés à la masse d'aliment distribué. A titre de comparaison, les estimations de rejets par la méthode nutritionnelle (cf. chapitre 1) sont indiquées dans la dernière colonne.

Tableau 36. Qualité de l'eau de rejet du SR et flux de rejets des deux systèmes d'élevage mesurés par la méthode hydrobiologique et calculés par la méthode nutritionnelle (nm= non mesuré)

	Concentrations en sortie du SR mg l ⁻¹	Flux de rejets mesurés du SR (moy. 200 j) g. kg ⁻¹ aliment.j ⁻¹	Flux de rejets mesurés du SO g. kg ⁻¹ aliment.j ⁻¹	Flux de rejets calculés des SR/SO g. kg ⁻¹ aliment.j ⁻¹
Méthode	Hydrobiologique	Hydrobiologique	Hydrobiologique	Nutritionnelle
MES	7.4 ± 5.0	68.6 ± 48.4	226.2 ± 117.9	147.0 ± 0.2
NT	nm	nm	38.5 ± 7.1	42.6 ± 0.4
AAT	0.33 ± 0.15	3.6 ± 3.4	22.5 ± 5.3	28.3 ± 0.3
N-Urée	0.08 ± 0.03	0.8 ± 0.7	7.6 ± 1.8	nm
N-NO ₂	0.16 ± 0.11	1.7 ± 2.0	0.8 ± 0.1	nm
N-NO ₃	9.15 ± 1.01	91.9 ± 56.8	15.8 ± 15.1	nm
PT	nm	nm	9.7 ± 2.5	4.5 ± 0.1
P-PO ₄	0.04 ± 0.04	0.5 ± 0.8	2.8 ± 0.1	nm

Les flux de rejets solides (MES) sont 3 fois plus bas en sortie du système recirculé qu'en sortie du système ouvert ; les flux d'AAT et de P-PO₄ sont 6 fois plus bas en sortie du système recirculé. A l'inverse, les flux de N-NO₂ et les flux de N-NO₃ sont plus élevés en sortie du système recirculé, avec des facteurs multiplicatifs de 2 et 6 respectivement.

2.1.5. Performances des poissons

Les performances des poissons dans le SR ont été comparées à celle des poissons dans le SO, en condition de recirculation maximale (SR1) puis en condition de recirculation réduite (SR2) (tableau 37).

Tableau 37. Indices biologiques du SR en condition de recirculation maximale (SR1) et en condition de recirculation réduite (SR2) en comparaison aux indices du SO (NS : différence non significative, $P > 0.05$).

Période	Système d'élevage	Densité (kg.m ⁻³)	Taux de mortalité (%)	TCS (%)	TGC	IC
23.08.06 au 23.11.06	SR1	71	0.2	1.45	0.22	0.83
	SO	33	0.1	1.15	0.19	1.06
	<i>P</i>		<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>
23.11.06 au 06.03.07	SR2	59	0.1	1.26	0.21	0.82
	SO	60	0.1	1.24	0.21	0.94
	<i>P</i>		<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>

Durant la 1^{ère} période, l'IC global du SR a été de 0.84 et l'IC global du SO de 1.10, valeurs similaires aux moyennes des IC de chaque quinzaine (Tableau 37). Durant la 2^{ème} période, les IC globaux ont été de 0.97 dans les deux systèmes.

En condition de recirculation maximale dans le SR (SR1)

Les poissons ont été maintenus à 71 et 33 kg.m⁻³ dans le SR et le SO respectivement, selon les contraintes de gestion de la ferme, et nourris à 1.2% de la biomasse par jour. Aucune pathologie particulière n'est survenue dans les systèmes d'élevage et le taux de mortalité a été similaire.

Aucune différence significative d'augmentation de biomasse n'a été observée entre les deux systèmes d'élevage (Fig.24).

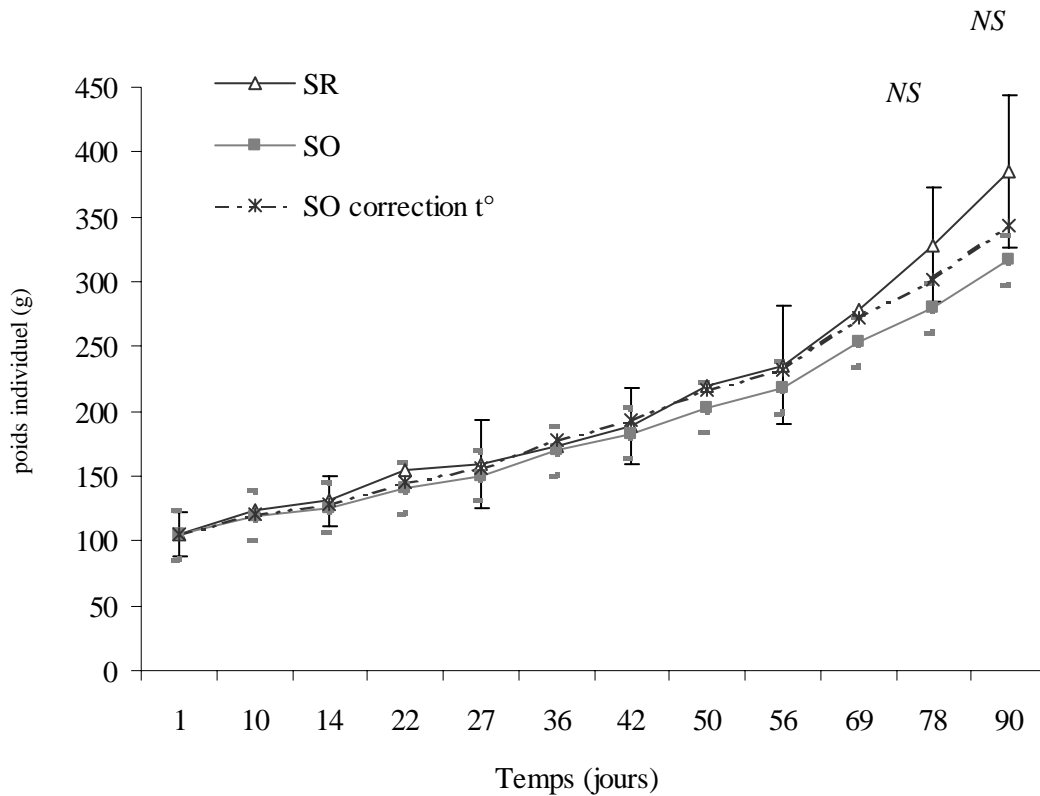


Figure 24. Evolution dans le temps du poids individuel des poissons (moyenne \pm écart-type) dans le SR (période SR1) et le SO (les statistiques sont présentées pour le SR et le SO, avec NS= différence non significative et *= différence significative avec $P < 0.05$).

Aucune différence significative n'a été constatée entre les dispersions pondérales (CV de 17% pour le SR et 19% pour le SO) et il n'y a pas eu d'évolution dans le temps des coefficients de variation pondérale.

En conditions recirculation réduite dans le SR (SR2)

Les poissons ont été maintenus à 59 ± 7 et 60 ± 8 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ dans le SR et le SO respectivement, et nourris à 0.9% de la biomasse par jour. Aucune maladie n'est apparue dans les deux systèmes d'élevage, la mortalité a été identique dans les deux systèmes et de 0.1%. Aucune différence significative d'augmentation de biomasse n'a été constatée entre les systèmes d'élevage (Fig.25).

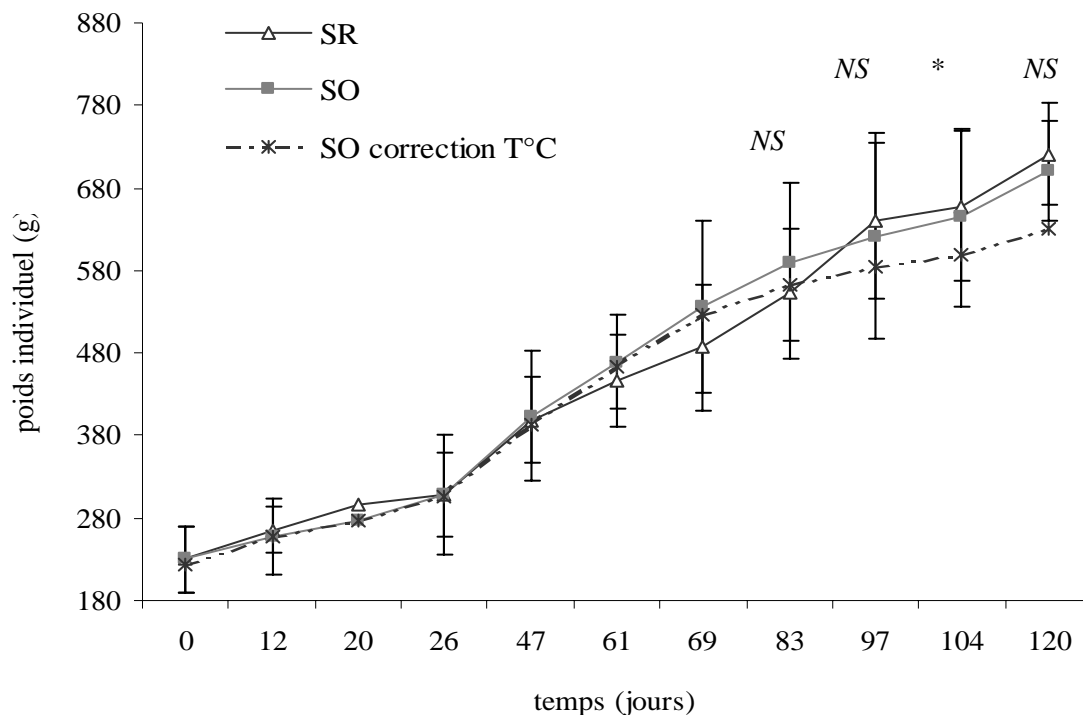


Figure 25. Evolution dans le temps du poids individuel des poissons (moyenne \pm écart-type) dans le SR (période SR2) et le SO (les statistiques sont présentées pour le SR et le SO, avec NS= différence non significative et *= différence significative avec $P < 0.05$).

La dispersion pondérale dans le SR a été légèrement inférieure à celle dans le SO, sans augmentation dans le temps (CV de 13.7% et 17.1% pour le SR et le SO à la fin de l'expérience respectivement).

2.2 Capacité d'accueil maximale du système d'élevage en circuit recirculé et bien être des poissons

2.2.1. Qualité de l'eau entrante et écoulements

Au cours de cette 3^{ème} phase expérimentale, la qualité physicochimique de l'eau neuve du SR a été similaire à celle des deux premières phases expérimentales et constante tout au long de l'expérimentation. L'apport en eau neuve a été de $7.6 \pm 1.2 \text{ m}^3 \cdot \text{kg d'aliment}^{-1}$, c'est à dire $352 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$. Ce taux de renouvellement dans le SR (195% par jour), similaire au taux de renouvellement des deux premières phases expérimentales, est quatre fois inférieur à celui du SO. Le débit de recirculation dans le SR a été maintenu à un niveau maximal, équivalent à une vitesse mesurée de circulation de l'eau 3 fois supérieure ($6.1 \pm 0.8 \text{ cm s}^{-1}$) à celle mesurée dans le SO ($2.21 \pm 0.13 \text{ cm s}^{-1}$).

2.2.2. Qualité de l'eau dans les bassins d'élevage

Le suivi de la qualité de l'eau dans le SR et le SO est présenté dans le tableau 38.

Tableau 38. Paramètres physico-chimiques de l'eau d'élevage des 2 systèmes d'élevage testés (N= 9)

Période		MES	AAT	N-NO ₂	N-NO ₃	N-Urée	P-PO ₄
Concentrations en mg.l ⁻¹							
J 0-43	SR	12.1 ± 1.5	0.24 ± 0.08	0.14 ± 0.03	9.4 ± 0.8	0.10 ± 0.05	0.05 ± 0.04
	SO	6.9 ± 3.7	0.78 ± 0.11	0.02 ± 0.00	7.9 ± 0.2	0.15 ± 0.03	0.06 ± 0.01
	<i>P</i>	***	***	***	***	**	NS
J 43-77	SR	7.5 ± 1.4	0.56 ± 0.02	0.24 ± 0.02	9.2 ± 0.5	0.14 ± 0.03	0.12 ± 0.02
	SO	1.9 ± 0.5	0.73 ± 0.16	0.02 ± 0.01	7.6 ± 0.7	0.15 ± 0.04	0.05 ± 0.02
	<i>P</i>	***	NS	***	***	NS	***

Les mesures et analyses ont montré des différences significatives de qualité d'eau entre les deux systèmes d'élevage et des changements au cours du temps ont été observés. Pour la période j0-43, les concentrations en MES, N-NO₂, N-NO₃ et N-urée étaient supérieures dans le SR et au contraire l'AAT était deux fois moins élevé que dans le SO. A partir de j43, une augmentation significative ($P < 0.0001$) des concentrations en AAT, N-NO₂ et P-PO₄ a été constatée dans le SR, avec un doublement des concentrations par rapport à la période j0-43. Pour la période j43-77, les concentrations en AAT n'étaient pas significativement différentes dans le SR et le SO. Les concentrations correspondantes en NH₃ étaient de 0.0017 ± 0.0009 mg.l⁻¹ dans le SR et 0.0016 ± 0.0003 mg.l⁻¹ dans le SO (concentrations maximales de 0.0033 et 0.0020 mg.l⁻¹ respectivement). Les N-NO₂ ont augmenté dans le SR jusque 0.28 mg.l⁻¹ en fin d'expérience, concentration 10 fois supérieure à celle du SO.

Le pH et la température ont été similaires dans les deux systèmes d'élevage : pH de 7.33 ± 0.17 dans le SR et 7.01 ± 0.29 dans le SO, températures de 11.6°C avec des fluctuations supérieures dans le SR (écart type de 1.9°C dans le SR et 0.6°C dans le SO). La concentration de sortie en O₂ a toujours été supérieure à 6 mg.l⁻¹ dans les deux systèmes d'élevage. La concentration en CO₂ a été de 8.4 ± 3.1 mg.l⁻¹ dans le SR et 2 fois supérieure dans le SO, 17.8 ± 5.7 mg.l⁻¹. Une sursaturation en N₂ a été constatée dans le SR tout au long de l'expérience, autour de $109.5 \pm 2.5\%$.

2.2.3. Performances des poissons

La densité a augmenté progressivement dans les deux systèmes d'élevage, de 56 à 108 kg.m⁻³ dans le SR et de 58 à 98 kg.m⁻³ dans le SO (Fig.26 A et B). Aucune maladie n'est apparue dans les systèmes d'élevages expérimentaux et la mortalité, de 0.7%, est comparable à celle

de l'ensemble de la ferme en circuit ouvert et à 60 kg.m^{-3} pour la même période. L'augmentation de biomasse a été comparable dans le SR et le SO jusqu'au j56, puis la croissance est devenue inférieure dans le SO, jusque la fin de l'expérience où la densité a atteint 84.5 kg.m^{-3} . Dans le SR, la croissance a été similaire à la référence de la ferme à 60 kg.m^{-3} .

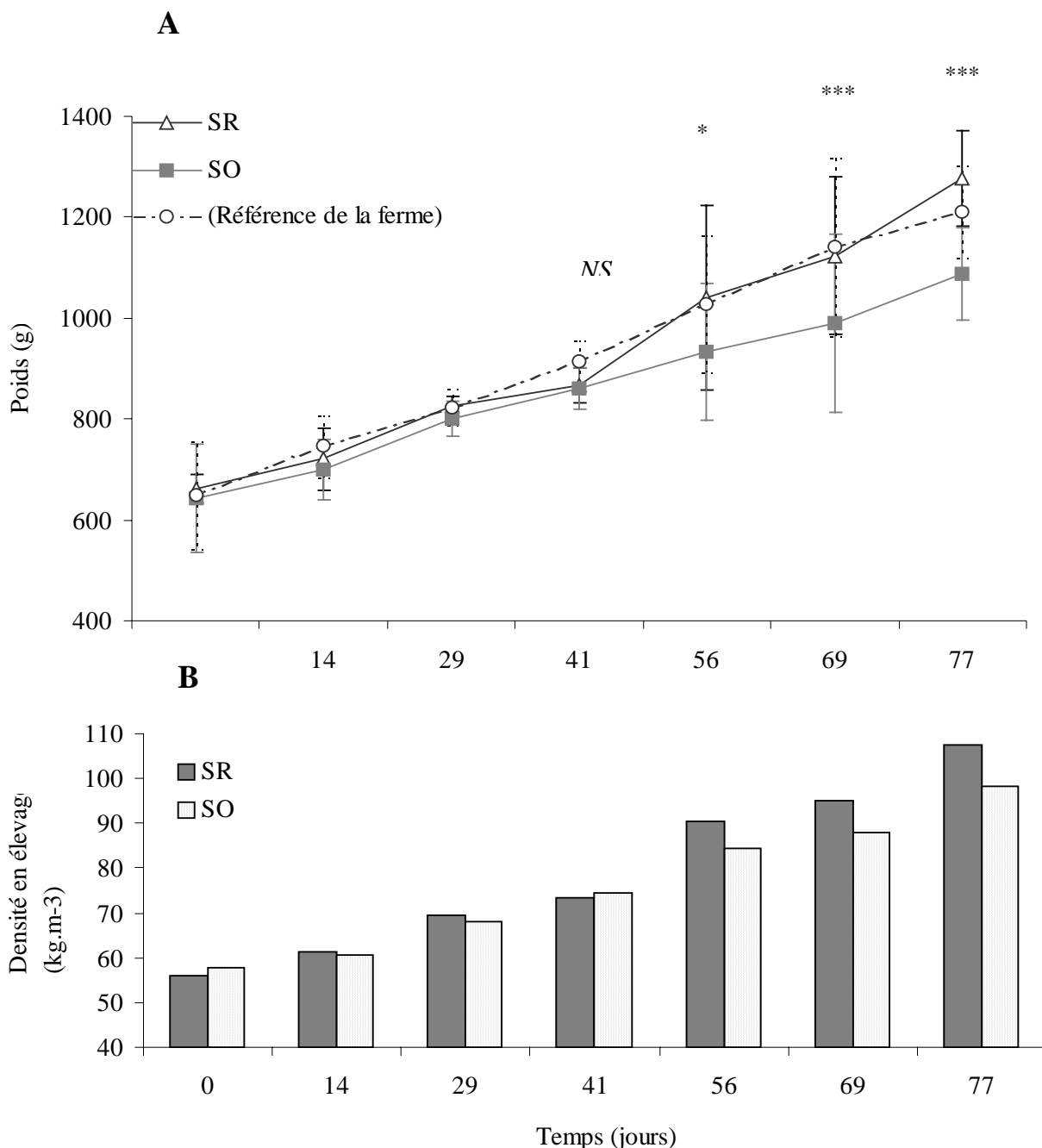


Figure 26. Evolution (A) du poids individuel (moyenne \pm écart-type) et (B) de la densité en élevage dans le SR et le SO. La référence de croissance établie pour la ferme en SO et à 60 kg.m^{-3} est mentionnée en pointillés. Les résultats statistiques sont donnés pour le SR et le SO (NS, différence non significative ; différence significative *, $P < 0.05$; ***, $P < 0.001$).

Le TCS de j0-77 a été de 0.85% pour le SR et de 0.68% pour le SO (référence de la ferme à 0.81%). L' IC apparent était meilleur dans le SR que dans le SO, 0.97 et 1.17 respectivement (référence à 1.05). Il n'y a pas eu de différence entre les dispersions pondérales des deux systèmes d'élevage à la fin de l'expérience (CV de 7.4% et 8.5% pour le SR et le SO respectivement).

L'indice K était similaire en fin d'expérience, de 1.5 dans les deux systèmes d'élevage.

2.2.4. Bien être des poissons

A j15, aucun effet du système d'élevage sur l'ILR des nageoires pectorales et dorsales n'a pas été mis en évidence, de légères différences sont apparues à j69. L'ILR des nageoires du SR a été toujours plus faible que dans le SO (tableau 39).

Tableau 39. Evolution de l'ILR des nageoires pectorales gauche (PG), droite (PD) et dorsales (D) dans le SR et le SO, avec NS : différence non significative ($P>0.05$) et * : significative ($P<0.05$)

Jour		PG	PD	D
15	SR	9,03±0,17	8,47±0,19	7,90±0,15
15	SO	9,28±0,15	9,24±0,18	8,01±0,15
	<i>P</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>
69	SR	8,98±0,16	8,57±0,4	7,70±0,19
69	SO	9,65±0,21	9,35±0,35	8,29±0,19
	<i>P</i>	*	<i>NS</i>	*

Il n'y a pas eu de différence significative entre les deux systèmes d'élevage sur les niveaux d'érosion des nageoires. Une amélioration de l'état des nageoires a même été observée à j69 (tableau 40).

Tableau 40. Niveau d'érosion moyen des nageoires pectorales gauche (PG), droite (PD) et dorsales (D) dans le SR et le SO, avec NS : différence non significative ($P>0.05$)

Jour		PG	PD	D
15	SR	2,06±0,10	2,30±0,11	1,50±0,13
15	SO	1,94±0,09	2,04±0,09	1,46±0,10
	<i>P</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>
69	SR	1,65±0,12	1,60±0,13	1,26±0,13
69	SO	1,38±0,07	1,37±0,09	1,36±0,13
	<i>P</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>	<i>NS</i>

Les nageoires pectorales ont été plus érodées que les nageoires dorsales. Pour les nageoires pectorales, le niveau d'érosion le plus fréquent a été le niveau 2 à j15 (55% dans le SR et 65% dans le SO) et le niveau 1 à j69 (57% dans le SR et 64% dans le SO). Aucune pectorale intacte n'a été observée mais les poissons avec des nageoires complètement érodées ou avec des extrémités enflammées étaient rares.

Pour la dorsale, le niveau d'érosion 1 a été le plus fréquent, avec de meilleurs résultats à j15 (tableau 41).

Tableau 41. Evolution de l'érosion des nageoires pectorales gauche (PG), droite (PD) et dorsales (D) dans le SR et le SO

Jour	Nageoire	Fréquence des niveaux d'érosion (%)					
		0	1	2	3	4	
15	SR	PG	0	20	56	22	2
15		PD	0	12	54	26	8
15		D	6	56	24	10	4
15	SO	PG	0	22	62	16	0
15		PD	0	15	69	15	2
15		D	2	58	32	8	0
69	SR	PG	0	54	29	15	2
69		PD	0	60	24	11	4
69		D	14	60	16	6	4
69	SO	PG	0	62	38	0	0
69		PD	0	66	30	2	2
69		D	6	70	12	6	6

L'état de la caudale a été moins bon dans le SR que dans le SO aux j15 et j69, avec environ 50% des nageoires en catégorie C (truites non commercialisable comme poisson entier), en comparaison aux 20% du SO. Dans les deux systèmes d'élevage, les caudales de niveau A ont été moins nombreuses à j69 (tableau 42).

Tableau 42. Evolution de l'érosion de la nageoire caudale dans le SR et le SO

Jour		Fréquence de l'indice (%)		
		A	B	C
15	SR	22	32	46
15	SO	56	24	20
69	SR	0	46	54
69	SO	26	58	16

Aucune marque de morsure et ni d'extrémités sanguinolentes n'ont été relevées. Aucun comportement agressif entre les individus n'a été observé durant l'expérimentation dans le SR et le SO. Par contre, un changement dans le comportement des poissons a été observé durant la deuxième partie de l'expérience, avec des poissons plus calmes, une activité natatoire réduite dans le SR.

3. Discussion et perspectives

Dans les deux systèmes d'élevage et en particulier dans le système d'élevage en circuit recirculé (SR), la qualité de l'eau est restée conforme aux recommandations pour l'élevage des salmonidés (cf. tableau 4, Bibliographie). Considérés comme des éléments de toxicité à court terme, la concentration en O₂ en sortie de bassin est restée supérieure à 6 mg.l⁻¹ et la concentration en AAT inférieure à 1 mg.l⁻¹. Les teneurs en éléments azotés dissous de l'eau du SR ont été significativement différentes de celles du SO, avec des concentrations inférieures en AAT et supérieures en N-NO₂ et N-NO₃ qui s'interprètent comme le résultat du fonctionnement de la filtration biologique du SR. Les paramètres limitants ont été différents selon le système d'élevage considéré. Dans le SR, les concentrations en N-NO₂ ont augmenté avec la densité en élevage, atteignant 0.28 mg.l⁻¹ en fin d'expérience. La réduction de consommation d'eau et le fonctionnement du système de traitement du SR expliquent ces différences de qualité de l'eau par rapport au système d'élevage en circuit ouvert.

Indépendamment de l'oxygène, le suivi des autres gaz dissous a mis en évidence moins de CO₂ dans le SR, ce qui traduit une efficacité très satisfaisante du système de dégazage assuré par l'injection d'air dans les pompes airlift. Ce résultat tend à valider le dimensionnement de ce compartiment. La valeur maximale de CO₂ du SR a toujours été inférieure à 10 mg.l⁻¹, le SO a présenté des taux supérieurs aux 10-20 mg.l⁻¹ recommandés (Heinen *et al.*, 1996 ; Fivelstad *et al.*, 1999 ; 2003). Le phénomène majeur est l'installation d'une sursaturation chronique en azote dissous dans le SR. Le taux de saturation en azote a toujours dépassé le seuil toxique de 105% avancé par Hussenot et Leclercq (1987). Comme ce gaz est biologiquement neutre (ni produit ni consommé), cette sursaturation est inhérente au montage. Parmi les causes probables, l'injection d'air en profondeur dans les pompes airlift assure des échanges air/eau sous pression supérieure à la pression atmosphérique et génère donc une sursaturation par rapport à la pression de surface. La sursaturation en azote est un facteur limitant bien connu des systèmes d'aération utilisant une injection d'air comprimé en profondeur (Belaud, 1996 ; Blancheton *et al.*, 2006) ; si cette sursaturation n'a manifestement pas eu d'impact sur les performances des truites, il conviendra cependant de revoir les

profondeurs d'injection d'air en cas d'élevage de poissons plus vulnérables à la sursaturation gazeuse. D'un côté, l'injection profonde assure une meilleure efficacité de pompage, d'oxygénation et de dégazage du CO₂, de l'autre côté elle favorise la sursaturation gazeuse. Un compromis devra être ajusté au cas par cas en vue de la généralisation éventuelle de ce type d'élevage en circuit recirculé.

Lors de l'expérience de réduction du débit de recirculation dans le SR, la qualité d'eau ne s'est pas significativement altérée. Ceci est dû, pour les éléments azotés, à la solidité du fonctionnement du filtre biologique et, pour les concentrations en O₂ et CO₂, à la capacité d'échange de l'airlift. La restriction des débits de recirculation diminue la vitesse moyenne de circulation de l'eau à 2.67 cm.s⁻¹ dans le SR, soit une valeur comparable à celle dans le SO. La restriction du débit de recirculation a permis de réduire la consommation énergétique de des pompes airlift de 0.7 kWh.kg⁻¹ de poisson produit. L'utilisation d'un compresseur unique pour l'alimentation en air de l'ensemble du système de traitement est alors possible, avec une consommation énergétique totale de 2.49 ± 0.05 kWh.kg⁻¹ de poisson. Ce résultat se situe dans la fourchette haute des références danoises, dont la consommation énergétique est de l'ordre de 1.9 à 2.3 kWh.kg⁻¹ de poisson produit (Lareau *et al.*, 2004).

Le rendement d'oxygénation et de dégazage du CO₂ des pompes airlift a été faible tout au long de l'étude, la réduction du débit de recirculation ayant peu d'effet sur les rendements. Les airlifts n'ont fourni que 392 ± 132 g d'O₂.kWh⁻¹ quand Mozes *et al.* (2004) tablent sur plus de 500 g O₂.kWh⁻¹. Ces différences peuvent s'expliquer sur la base des lois physiques qui régissent les échanges de gaz à l'interface air/eau. Conformément aux lois de diffusion de Fick, le transfert dépend essentiellement de la surface de contact air/eau (surface des bulles), de la profondeur d'immersion (conditionnant la pression des gaz dans l'air) mais également de la tension en O₂ et CO₂ dans l'eau entrant dans les airlifts. Pour un système de géométrie donnée, on peut donc obtenir des rendements d'oxygénation et de dégazage en CO₂ différents selon la déplétion en oxygène ou la sursaturation en CO₂ des eaux entrant dans l'appareil. Selon ce raisonnement, le rendement sera d'autant meilleur que les eaux traitées seront préalablement appauvries en O₂ et enrichies en CO₂. L'augmentation de la biomasse ou la réduction du débit recirculé augmentera le déficit en O₂ et l'excédent en CO₂ des eaux à traiter et augmentera automatiquement le rendement de l'appareillage. Les différences entre les présents résultats et ceux de Mozes *et al.* (2004) pourraient simplement résulter d'une différence de concentration des eaux admises dans une pompe airlift de géométrie et fonctionnement identique. Le fait que le rendement des airlifts n'atteigne pas le maximum décrit par ailleurs par Mozes *et al.* (2004) ouvre la voie à des optimisations, par exemple en

testant d'autres débits et/ou modes d'injection d'air et d'autres profondeurs d'injection, tout en gardant en mémoire les effets indésirables des injections profondes sur les sursaturations gazeuses. Des investigations supplémentaires sont nécessaires sur l'airlift afin de définir l'optimum économique qui combine les différentes fonctions de ce système (échanges de gaz et circulation de l'eau).

L'efficacité du système de traitement des rejets solides par sédimentation a été évaluée à 60% mais avec des variations très importantes selon les mesures ; la gestion des MES dans le SR doit être améliorée. Une unité supplémentaire de traitement des rejets solides serait nécessaire afin d'accroître la récupération des fines particules qui restent en circulation dans le système d'élevage, présentant un risque de dégradation de la qualité de l'eau à long terme ou de décantation incontrôlée dans des zones sans poisson.

Enfin, l'efficacité d'un filtre biologique est liée à de multiples facteurs, tels que l'O₂, la température, le pH, la concentration en AAT et la charge organique de l'eau (Rusten *et al.*, 2006). L' O₂ et le pH n'ayant pas été limitants, d'autres facteurs (agissant un à un ou en association) pourraient expliquer le rendement médiocre globalement constaté (45 ± 32 g AAT.m⁻³.j⁻¹) : la température basse de l'eau ($12.0 \pm 1.9^{\circ}\text{C}$), la concentration faible en AAT à l'entrée du filtre biologique (0.3 ± 0.1 mg.l⁻¹) et/ou un problème de charge organique trop élevée dans le système d'élevage. Les concentrations élevées en N-NO₂, qui ont atteint 0.28 mg.l⁻¹ quand la biomasse dans le SR était la plus élevée, sans redescendre après malgré la diminution de la biomasse, pourraient accréditer l'hypothèse d'une charge organique trop élevée dans le SR, avec des zones de décantation incontrôlées et de relargage en éléments dissous. Une amélioration de la gestion du filtre biologique, notamment la fréquence et la méthode de nettoyage du garnissage, est à envisager sur le SR en vue d'optimiser la dégradation de l'AAT.

En absence de pathologie particulière, il n'est pas apparu de différence notable de mortalité entre les systèmes d'élevage en circuit recirculé et en circuit ouvert et les pertes ont été du même ordre que dans les conditions habituelles de la pisciculture. La pisciculture étant classée zone agréée indemne des principales maladies des salmonidés, aucun traitement préventif n'est effectué sur les truites AEC de la ferme.

La croissance des truites AEC a été comparable dans les deux systèmes d'élevage, avec une dispersion pondérale légèrement moindre dans le SR. L'IC apparent a été meilleur dans le SR tout au long des expérimentations relativement au SO, mais sans différence significative. De plus, la distribution de l'aliment dans les deux systèmes d'élevage et l'enregistrement des

quantités distribuées ayant été réalisés par la même équipe, l'hypothèse d'un éventuel gaspillage d'aliment peut être écartée.

Il n'y a pas eu d'effet de la réduction du débit de recirculation sur la croissance des poissons, cependant le débit minimal testé dans le SR est resté élevé, deux fois supérieur au débit du SO et les traitements de l'eau (en particulier l'aération) sont restés suffisants. Il existe donc une marge de sécurité par rapport aux préconisations danoises et des possibilités d'optimisation des rendements. La méthodologie mise en œuvre dans ce travail pourra être appliquée aux essais futurs.

Lors de l'augmentation des densités en élevage dans les systèmes, les meilleurs résultats sur la croissance des poissons ont été obtenus dans le SR jusqu'à des densités atteignant 100 kg.m^{-3} , en dépit d'une qualité d'eau réduite par rapport au SO. Les résultats de croissance dans le SR ont été similaires à ceux de la référence de la ferme à une densité en élevage de 60 kg.m^{-3} . Dans le SO, les causes de la baisse de croissance constatée au delà de 85 kg.m^{-3} ne sont pas clairement identifiées, sinon par un effet possible à long terme du CO_2 (exposition des poissons en continu à de fortes concentrations, 17.8 mg.l^{-1} en moyenne) mais un effet de l'augmentation de la densité en élevage ne peut pas être écarté. Sous les conditions de notre étude, la capacité maximale d'accueil du SR pour le grossissement de la truite AEC a été atteinte à 100 kg.m^{-3} , cette limite étant fixée par l'accumulation de nitrites dans le système, facteur de risque connu des filtres biologiques à garnissage plastique dont la nitrification est souvent incomplète (Rusten *et al.*, 2006). En revanche, le système de d'oxygénation et dégazage est apparu suffisant.

Dans le SR, l'indice de longueur relative des nageoires pectorales et dorsales a toujours été plus faible que dans le SO et la différence s'est accentuée en fin d'expérience. Cependant, dans les deux systèmes d'élevage, la fréquence de nageoires pectorales et dorsales hautement érodées a été inférieure à 10%, indiquant une faible dégradation du profil des nageoires quelle que soit la densité en élevage. Une amélioration du profil des nageoires pectorales et dorsales a même été observée au cours de l'expérience dans les deux systèmes d'élevage. Concernant la nageoire caudale, les deux systèmes d'élevage ont montré des érosions marquées, quelque soit la densité, avec 20 à 50% des poissons non commercialisables en tant que "poissons entiers" selon le cahier des charges de la pisciculture. La différence entre les longueurs maximales des nageoires pectorales et dorsales dans les deux systèmes d'élevage pourrait être attribuée à la configuration du SR et un hydrodynamisme plus important (vitesse de circulation de l'eau 3 fois supérieure au SO) tel que démontré sur les jeunes stades de salmonidés (Latremouille, 2003 ; Pelis et McCormick, 2003 ; Person-Le-Ruyet *et al.*, 2007).

Une dégradation de l'état des nageoires est généralement observée à de fortes densités en élevage (Ellis *et al.*, 2002), mais à notre connaissance, il n'existe pas de données disponibles sur la truite AEC maintenue à des densités de 60 et 100 kg.m⁻³ en condition d'élevage en ferme. Le changement dans le comportement des poissons observé durant la deuxième partie de l'expérience a certainement induit une diminution des contacts entre les individus et donc une baisse de l'érosion des nageoires. Le risque de subjectivité de la méthode utilisée ne peut pas être complètement exclu en dépit du fait que cette méthode est normalisée et qu'un même opérateur a observé la totalité des échantillons de poissons pour éviter un biais de lecture tel que discuté par Person-Le-Ruyet *et al* (2007). L'érosion de la caudale, plus importante dans le SR (50% du lot non commercialisable en "poissons entiers", à fileter), peut être attribuée à la forme particulière en U du bassin et à la vitesse de circulation de l'eau accrue. La qualité physico-chimique de l'eau et les aspects bactériologiques (qui n'ont pas été étudiés lors de cette expérimentation) peuvent également expliquer en partie ces résultats. Cependant, les 20% de nageoires caudales hautement érodées dans le SO dès le début de l'expérience confirment que cette nageoire est souvent abimée dans les conditions de grossissement en bassins, avec des interactions non agressives lors de l'alimentation des poissons. Pour cette raison, la nageoire caudale est principalement utilisée comme critère commercial, plus difficilement comme indice de bien être sans combinaison avec les autres nageoires.

La capacité maximale d'accueil du SR devra être confirmée par des expériences supplémentaires sur la truite AEC après quelques améliorations du système d'élevage, notamment la forme du bassin et le système de traitement de l'eau (amélioration de la gestion du filtre biologique et du système de traitement des rejets solides) pour limiter l'érosion des nageoires caudales en particulier et réduire les concentrations en N₂ et NO₂ dans l'eau d'élevage. Il serait intéressant de tester alors le SR modifié avec des espèces plus sensibles aux conditions environnementales telles que le saumon de fontaine ou l'omble chevalier (Wallace *et al.*, 1988 ; Baker et Ayles, 1990 ; Jorgensen *et al.*, 1993). Aucune étude scientifique n'a été faite sur l'évaluation de la qualité organoleptique des poissons des deux systèmes. Néanmoins l'entreprise contrôle régulièrement la qualité des poissons commercialisés à l'aide d'un jury d'évaluation interne. Dans le cadre de ces contrôles, des off flavors ont été systématiquement détectées sur les poissons du SR. Des investigations supplémentaires pourront être entreprises sur la gestion de ces "off flavors", probablement liées au développement de cyanobactéries ou actinomycètes dans le système. Celles ci relarguent des molécules de diméthyl-isobornéol et de géosmine à l'origine de ce mauvais goût (Fauconneau et Laroche, 1995 ; Howgate, 2004 ; Robin *et al.*, 2006).

CHAPITRE 4 – Analyse du cycle de vie des deux systèmes d'élevage

Afin d'étudier le bilan environnemental global des deux systèmes d'élevage préalablement étudiés, il a été décidé de conduire une analyse environnementale par la méthode de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Les données expérimentales obtenues sur les biotransformations en circuit ouvert et en circuit recirculé ont permis de chiffrer les quantités de matières mises en jeu en entrée et en sortie des systèmes d'élevage et d'évaluer, au travers d'une analyse de cycle de vie, leur impact environnemental depuis la fabrication des entrants jusque la gestion des rejets.

1. Matériel et méthodes

Le protocole de l'ACV se décompose en 4 étapes : la définition précise du champs de l'étude (limites du système étudié), la collecte des informations nécessaires à l'analyse (inventaire), la traduction des données en indicateurs d'impact (à l'aide du logiciel Sima-Pro 6.0 ®) et l'interprétation des résultats.

1.1 Description des systèmes d'élevage étudiés

L'ACV du système d'élevage en circuit ouvert (SO) (tableau 43) a été établie pour le site de grossissement et son système de traitement de l'eau, sur une année de production de 478 tonnes de poissons (cf. chapitre 2). Le site de grossissement est alimenté par une eau de resurgence, en partie gravitairement, en partie par pompage. Dans le cadre de l'ACV du SO, deux situations de pompage ont été retenues du point de vue de la consommation énergétique :

- (1) l'hypothèse Basse (B) de pompage, correspondant à une consommation réduite en énergie de pompage (fonctionnement des pompes 1/5^{ème} du temps),
- (2) l'hypothèse Haute (H) de pompage, correspondant à une forte consommation en énergie de pompage (fonctionnement permanent des pompes).

L'hypothèse B est la plus proche de la situation habituellement rencontrée sur les salmonicultures françaises, qui sont alimentées gravitairement à partir d'eaux de surface (généralement rivières ou résurgences). L'hypothèse H est moins courante, mais elle correspond au fonctionnement actuel de la pisciculture, qui subit depuis trois ans des épisodes de sécheresses consécutifs. Le système d'élevage étudié était en situation d'hypothèse H pendant l'année d'étude.

L'ACV du système d'élevage en circuit recirculé (SR) est l'extrapolation des résultats obtenus sur le système pilote (chapitre 3) à l'échelle d'une ferme de production pour une production annuelle qui serait équivalente à celle du SO (478 T/an).

La ferme hypothétique en SR serait composée de 3 systèmes d'élevage indépendants, chaque système comprenant 4 unités d'élevage, 2 filtres biologiques et 4 zones comprenant chacune une pompe airlift et un dispositif de collecte des matières solides (cônes) (Fig.27, tableau 43).

Tableau 43. Principales caractéristiques des deux systèmes d'élevage étudiés

	SO	SR
Quantité d'aliment (tonnes.an ⁻¹)	521	397
IC	1.1	0.83
Débit d'eau utilisé (m ³ .j ⁻¹)	51840 ou 172800	8701
Superficie des bassins d'élevage (m ²)	4430	2700
Densité moyenne en élevage (kg.m ⁻³)	60	100
Système d'aération / oxygénation de l'eau	1 plateforme à jets, 1 tube en U et 26 aérateurs	12 séries de pompes airlift
Système de traitement de l'eau	3 filtres mécaniques, 3 décanteurs I, 1 décanteur II 3 marais construits	6 filtres biologiques (414m ³), 12 séries de cônes, 1 décanteur II 3 marais construits

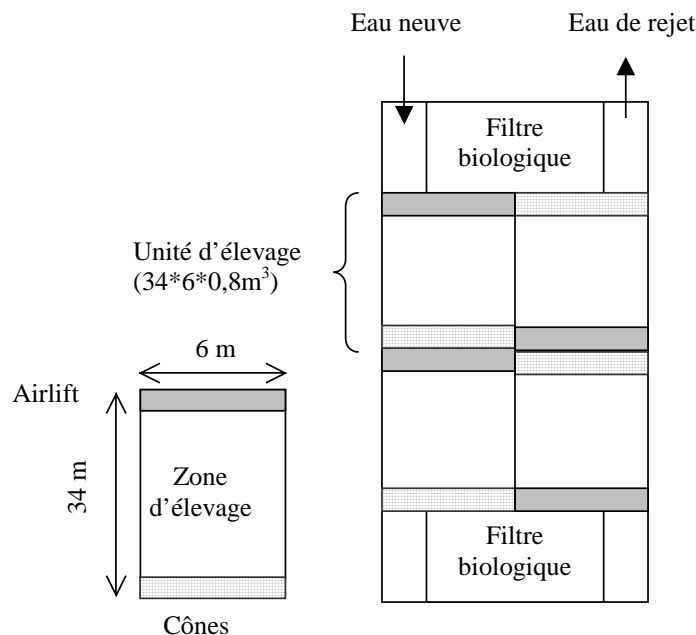


Figure 27. Schéma d'un ensemble de deux bassins d'élevage (comportant 4 unités d'élevage) en SR et détail d'une unité d'élevage (composée d'une pompe airlift, d'un bassin d'élevage et de cônes de sédimentation)

1.2 Données de base de l'ACV et indicateurs d'impact environnemental

Pour chaque système d'élevage, une ACV a été établie à partir des données suivantes :

- Les « entrants » du système étudié sont les débits d'eau traversant le système d'élevage, la production et l'utilisation de l'aliment distribué (incluant les phases agricoles et halieutiques de la production des ingrédients), la production et l'utilisation de l'énergie (électricité, gaz, pétrole,...), la production et l'utilisation de l'oxygène liquide, des traitements vétérinaires et chimiques ;
- Les infrastructures en termes de construction et d'utilisation (composition, durée de vie, énergie pour la fabrication des matériaux et pour la construction) et les équipements (composition, durée de vie réelle en prenant en compte l'amortissement, énergie pour la fabrication) de la ferme nécessaires à la production ;
- Les transports (distances parcourues) des entrants et sortants liés au système de production et lors des étapes intermédiaires de production des principaux entrants.

Pour chaque composant du système d'élevage, les émissions, les utilisations d'énergie et de matériaux sont évaluées. En particulier, la production biologique du système c'est à dire la biomasse de poissons produite en 1 an (cf. 1.1) et les rejets directs issus des poissons sont pris en compte.

Une fois collectées, ces données de base sont traitées par le logiciel en collaboration avec l'UMR SAS de l'INRA de Rennes et conduisent à chiffrer différentes catégories d'impact.

Les impacts potentiels du système d'élevage étudié sur l'environnement se situent à deux échelles :

- (1) le niveau global qui prend en compte les effets de réchauffement climatique, l'utilisation de production primaire et l'utilisation d'énergie,
- (2) le niveau régional qui prend en compte l'eutrophisation et l'acidification potentielles du milieu, l'utilisation de l'eau et l'utilisation de surface (Papatryphon *et al*, 2004a ; Aubin *et al*, 2006).

Les impacts potentiels sont rapportés à une unité de référence, qui dans notre cas est la tonne de poisson produite ; ils sont exprimés en kg, MJ, m³ ou m² par tonne de poisson produite.

La contribution des différents postes de la production piscicole aux impacts potentiels est présentée. Ces postes sont : la production de poisson (Pr) qui correspond aux rejets du système d'élevage, l'aliment (A), les produits vétérinaires et autres produits (P), l'oxygène (O), les infrastructures (I), les équipements (Eq), l'électricité (El), le pétrole (D) et le gaz (G).

2. Résultats

2.1 ACV du SO - Hypothèse haute (H)

Les résultats sont présentés en tableaux donnant la contribution chiffrée aux différents impacts de chaque poste de la production piscicole.

Tableau 44. Contribution des différents postes aux impacts potentiels du SO (H) sur l'environnement : production de poisson (Pr), aliment (A), produits vétérinaires et autres produits (P), oxygène (O), infrastructures (I), équipements (Eq), électricité (El), diesel (D), gaz (G) par tonne de poisson produite. Les impacts sont : le potentiel d'eutrophisation du milieu (Eutro.), le potentiel de réchauffement climatique (Climat.), le potentiel d'acidification du milieu (Acidif.), l'utilisation d'énergie (Energie), l'utilisation de production primaire (Prod. Prim.), l'utilisation de l'eau (Eau) et d'espace (espace).

	Pr	A	P	O	I	Eq	El	D	G	Total
Eutro. (kg eq PO ₄)	18.75	9.5	0.001	0.04	0.01	0.005	0.02	0.1	0.001	28.5
(%)	66	34								
Climat. (kg eq CO ₂)	0	1843	2.1	40	21	8.8	55	68	6.2	2045
(%)		90		2	1		3	3		
Acidif. (kg eq SO ₄)	0	11.7	0.02	0.3	0.2	0.3	0.4	0.7	0.01	13.6
(%)		86		2	1	2	3	5		
Energie (MJ)	0	23159	33	2667	239	259	16472	905	105	43841
(%)		53		6	1	1	38	2		
Prod. Prim. (kg C)	0	27968	0	0	0	0	0	0	0	27968
(%)		100								
Eau (m ³)	98804	0	0	0	0	0	0	0	0	98804
(%)	100									
Espace (m ²)	0	2736.3	0.2	0	0.02	0.05	0	0	0	2737
(%)		100								

Excepté pour le potentiel d'eutrophisation et l'utilisation de l'eau, l'aliment est à l'origine de l'ensemble des impacts potentiels du SO. Il contribue à hauteur de 100% à l'utilisation de production primaire et l'utilisation de l'espace, de 90% au potentiel de réchauffement climatique, de 86% au potentiel d'acidification et de 53% à l'utilisation d'énergie. La production de poisson contribue à hauteur de 66% au potentiel d'eutrophisation du milieu et de 100% à l'utilisation de l'eau. En plus des 53% utilisés pour l'aliment, 38% de l'énergie sont utilisés pour la fourniture d'électricité sur le site (pompages, traitement de l'eau, systèmes d'aération et oxygénation, système d'alimentation, manutention des poissons) et 6 % pour l'oxygène liquide.

2.2 ACV du SO - Hypothèse basse (B)

Les impacts du SO (hypothèse B) sur l'utilisation de production primaire, l'utilisation de l'eau et de l'espace sont identiques par rapport à l'hypothèse haute. Les différences entre les deux hypothèses du SO se situent principalement au niveau de l'utilisation de l'énergie (tableau 45, les consommations d'électricité liées au pompage en eau neuve étant inférieures dans le SO (B). L'impact sur le réchauffement climatique est légèrement supérieur dans le SO (H).

Tableau 45. Contribution du poste « électricité » utilisée par le SO (B) aux impacts potentiels et comparaison entre des consommations énergétiques totales du SO (H) et du SO (B) par tonne de poisson produite.

	Electricité du SO (B)	Différence entre Total SO (H) – Total SO (B)
Eutrophisation (kg eq PO ₄)	0.01	0
Réchauffement Climatique (kg eq CO ₂)	25	30
Acidification (kg eq SO ₄)	0.2	0
Energie (MJ)	7500	8973

Du fait de ces différences, la contribution des différents postes aux impacts potentiels du SO (B) diffèrent légèrement : avec l'hypothèse B, l'énergie est utilisée à 66% pour l'aliment, 22% pour la fourniture d'électricité sur le site et 8% pour l'oxygène liquide.

2.3 ACV du SR

Le tableau 46 présente les résultats.

Tableau 46. Contribution des différents postes aux impacts potentiels du SR sur l'environnement : production de poisson (Pr), aliment (A), produits vétérinaires et autres produits chimiques (P), infrastructures (I), équipements (Eq), énergie (E= électricité, diesel, gaz) par tonne de poisson produite

	Pr	A	P	I	Eq	E	Total
Eutro. (kg eq PO ₄)	10.4	7	0	0.01	0.03	0.04	17.8
(%)	58	42					
Climat. (kg eq CO ₂)	0	1412	2.1	15.5	38.2	134	1602
(%)		88		2	2	8	
Acidif. (kg eq SO ₄)	0	9	0.02	0.1	0.4	0.9	10.5
(%)		86		1	4	9	
Energie (MJ)	0	17746	33.5	204	1234	38441	57659
(%)		31		2	2	67	
Prod. Primaire (kg C)	0	21432	0.02	0	0	0	21432
(%)		100					
Eau (m ³)	6634	0	0	0	0	0.2	6634
(%)	100						
Espace (m ²)	0	2097	0.2	0.02	0.05	0.05	2097
(%)		100					

Excepté pour le potentiel d'eutrophisation et l'utilisation de l'eau, l'aliment est le principal poste des impacts potentiels du SR, de même que pour le SO. L'aliment contribue à hauteur de 100% aux utilisations de production primaire et d'espace, 88% au potentiel de réchauffement climatique, 86% au potentiel d'acidification du milieu, 42% au potentiel d'eutrophisation du milieu et 31% à l'utilisation d'énergie. La production de poisson contribue à hauteur de 58% au potentiel d'eutrophisation et 100% à l'utilisation de l'eau. L'énergie du SR se résume à la fourniture d'électricité sur le site (67%) (pompage, traitement de l'eau, système d'aération, système d'alimentation, manutention des poissons).

3. Discussion

Le bilan environnemental du SR est plus avantageux que celui du SO à la fois au niveau global, avec un potentiel de réchauffement climatique moindre et moins d'utilisation de production primaire, et au niveau régional, avec une forte réduction des consommations en eau, de l'espace utilisé et des impacts potentiels sur l'eutrophisation et l'acidification du milieu (tableau 47). Le SR est notamment plus avantageux que le SO vis à vis du potentiel d'eutrophisation et de l'utilisation de production primaire, deux aspects essentiels à considérer selon Guinée *et al.* (2002).

Tableau 47. Comparaison des ACV des SO (H et B) avec le SR par tonne de poisson produite et en %

	Différence SR - SO (H)	Différence SR - SO (B)
Eutrophisation (kg eq PO ₄)	-11	-11
(%)	-38	-38
Réchauffement Climatique (kg eq CO ₂)	-443	-413
(%)	-21	-22
Acidification (kg eq SO ₄)	-3	-3
(%)	-23	-25
Energie (MJ)	18819	22790
(%)	+24	+40
Production primaire (kg C)	-6537	-6537
(%)	-23	-23
Eau (m ³)	-92170	-92170
(%)	-93	-93
Espace (m ²)	-639	-639
(%)	-23	-23

Les différences entre les systèmes d'élevage étudiés se situent principalement à 3 niveaux : l'utilisation de l'eau, l'utilisation d'énergie et le potentiel d'eutrophisation (Fig.28).

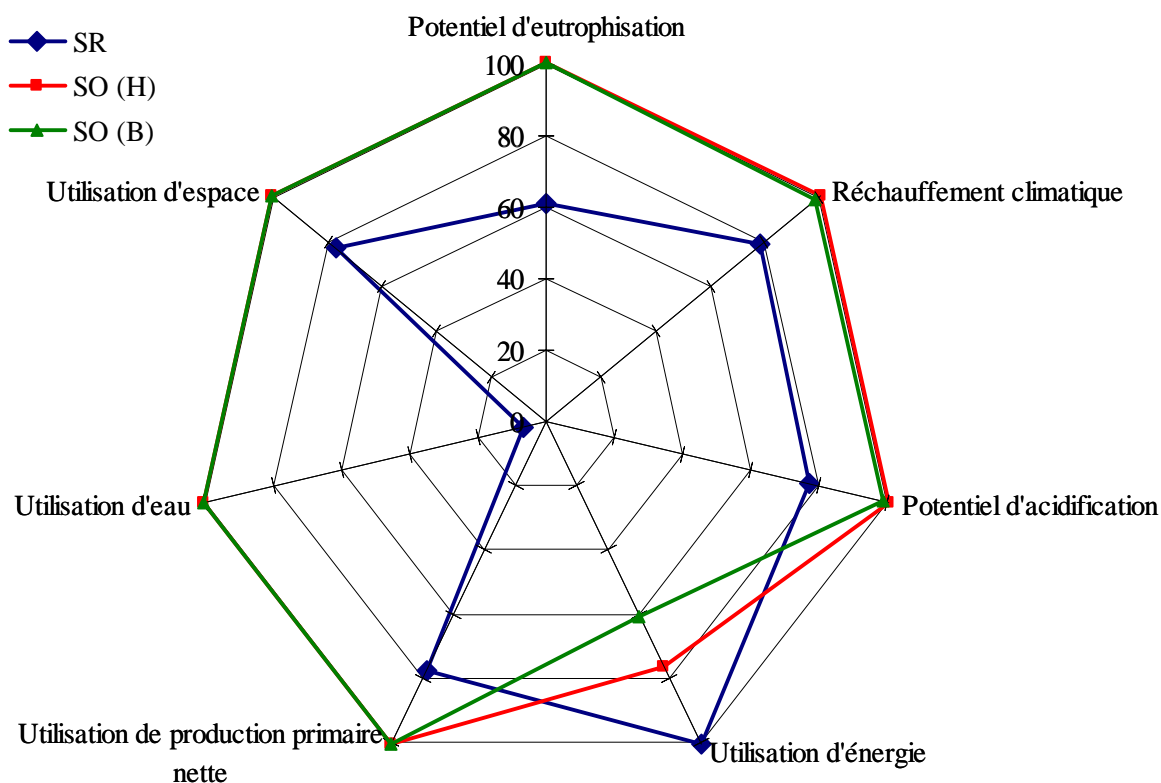


Figure 28. Comparaison relative (représentation en « radar ») du profil environnemental des systèmes d'élevage, SO (hypothèses H et B) et SR ; pour chaque système d'élevage, chaque impact est exprimé en proportion (en %) de l'impact le plus fort.

Dans le contexte mondial actuel, l'eau et l'énergie sont devenues deux préoccupations primordiales vis à vis de la durabilité des systèmes d'élevage piscicole.

Un des principaux objectifs du SR est de réduire la consommation en eau, ce qui est possible en contrepartie de l'ajout d'une boucle de traitement de l'eau. Cette boucle permet de diviser la consommation en eau par un facteur 6 à 20 ; le débit de rejet étant moindre, le rejet est plus concentré et son traitement en est d'autant facilité. De plus, celui-ci étant opéré à des charges en élevage supérieures, la réduction de l'espace mobilisé par le SR libère un espace pour le traitement des rejets.

Du point de vue énergétique, le SR, avec 57659 MJ par tonne de poisson produite, est 24 à 40% plus coûteux en énergie que le SO (hypothèses H et B, respectivement). Quatre postes énergétiques diffèrent notablement selon le système d'élevage considéré (tableau 48) : le SR testé permet une diminution des coûts liés au pompage de l'eau neuve (facteur 4 à 22 par rapport à l'hypothèse B et H) et permet de s'affranchir de l'utilisation d'O₂ liquide, il est 15 fois plus coûteux que le SO pour le traitement de l'eau et 5 fois plus pour le système d'aération.

Tableau 48. Bilans énergétiques des deux systèmes d'élevage pour une production de 478 tonnes/an

	SR	SO (H)	SO (B)
Pompage eau neuve (10 ³ .kwh)	19.3	434.0	86.8
Traitement eau (10 ³ .kwh)	401.9	27.7	27.7
Système d'oxygénation / aération (10 ³ .kwh)	1149.0	229.1	229.1
Alimentation et manutention des poissons (10 ³ .kwh)	8.3	8.3	8.3
Consommation liée au diesel + gaz (10 ³ .kwh)	125.5	125.5	125.5
Bilan énergétique du site (10 ³ .kwh)	1704.0	824.5	477.3
Bilan énergétique du site (kwh.kg poisson produit ⁻¹)	3.56	1.72	1.00
Utilisation d'énergie – ACV (10 ³ .kwh)	7661.9	5825.8	4633.5
Utilisation d'énergie – ACV (kwh.kg poisson produit ⁻¹)	16.0	12.2	9.7

Sur l'ensemble du cycle de vie, le SR consomme en électricité 16 kWh par kg de poisson produit contre 9.7 en SO (hypothèse B). Néanmoins, l'utilisation d'énergie totale du SR (57659 MJ par tonne de poisson produite) est similaire à celle d'une production de truite en circuit ouvert étudiée par Papatryphon *et al.* (2004b), entre 44700 et 73600 MJ par tonne de poisson produite et 5 fois moins importante que celle d'un système d'élevage en circuit recirculé classique, tel que celui étudié par Aubin *et al.* (2006).

La différence entre les potentiels d'eutrophisation des deux systèmes d'élevage est liée aux scénarii de base, c'est à dire aux rejets des systèmes. Le tableau 49 présente d'une part les rejets directs des poissons, calculés selon la méthode nutritionnelle, d'autre part les rejets des systèmes d'élevage dans le milieu récepteur après traitement des rejets solides (système de traitement du SR = cônes + décantation II + marais, système de traitement du SO = filtres + décantations I et II + marais) (cf. Chapitre 2).

Tableau 49. Comparaison des rejets directs des poissons et des rejets des SR et SO ; les résultats sont exprimés en tonnes par an (pour une production de 478 tonnes) et en g.kg d'aliment⁻¹

	SR		SO		Comparaison des rejets système Rejets SO - SR
	Rejets directs	Rejets système	Rejets directs	Rejets système	
MES (tonnes/an)	59.7	24.7	78.3	36.7	+12 tonnes/an
(g.kg d'aliment ⁻¹)	150.3	62.3	150.3	70.4	
NT (tonnes/an)	16.3	6.8	25.3	11.9	+5.1 tonnes/an
(g.kg d'aliment ⁻¹)	41	17.1	48.5	22.8	
PT (tonnes/an)	1.7	0.7	2.8	1.3	+0.6 tonnes/an
(g.kg d'aliment ⁻¹)	4.3	1.8	5.4	2.6	

Les différences observées entre les rejets des systèmes d'élevage tiennent principalement aux quantités d'aliment distribuées, qui sont moindres dans le SR du fait d'un meilleur indice de conversion alimentaire. La différence d'efficacité entre les systèmes de traitement (+5.5% en faveur du SR) n'explique qu'en faible partie ces différences.

Le SR conçu et expérimenté au cours de ce travail présente un potentiel significatif de diminution des consommations énergétiques, en particulier au niveau des pompes airlift et des filtres biologiques. Le rendement d'oxygénation des pompes airlift a été faible tout au long des expérimentations et des travaux supplémentaires sont nécessaires afin de tester d'autres configurations (profondeur de bullage et taille des bulles, géométrie du système...) pour optimiser son rendement. Au niveau du filtre biologique, le débit d'air apporté ($11 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \text{ de garnissage} \cdot \text{h}^{-1}$) pourrait être diminué en améliorant la gestion du filtre (nettoyage, test de garnissages ayant des densités différentes, mode d'injection et taille des bulles...). Enfin, la consommation énergétique attribuée au pompage de l'eau neuve du SR est mineure (1.1% de l'utilisation totale d'énergie) mais elle a probablement été surestimée et les $100 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ nécessaires en entrée du SR peuvent *a priori* être obtenus par gravité, économisant ainsi 0.04 kWh par kg de poisson produit sur le bilan total énergétique.

En cas de persistance des sécheresses, l'hypothèse haute de pompage dans le SO pourrait devenir la situation de fonctionnement habituelle dans l'entreprise. Cette option consomme de 12.2 kWh par kg de poisson produit, proche de la consommation du SR actuel non optimisé. Or, la marge de réduction des autres postes de consommations énergétiques du SO est faible : la réduction des consommations liées aux systèmes de traitement de l'eau et aux systèmes d'aération/ oxygénation conduirait probablement à dégrader les taux de transformation de l'aliment, et à augmenter les rejets dans le milieu. Une autre option serait de modifier le fonctionnement du SO en alimentant en série une partie des bassins actuellement alimentés en parallèle. Cela nécessiterait des étapes intermédiaires de traitement de l'eau (MES et AAT notamment). Cette configuration permettrait d'assurer le maintien d'un débit de circulation et d'une qualité d'eau suffisants dans les bassins en contre partie d'un investissement et de coûts de fonctionnement supplémentaires. La configuration optimale d'un point de vue économique et environnemental de ce type de « compromis » ainsi que les modalités de son fonctionnement sur le long terme restent à étudier et à définir au cas par cas.

La comparaison d'ACV de systèmes d'élevage de truites (Seppala *et al.*, 2001 ; Papatryphon *et al.*, 2004b), de porcs (Blonk *et al.*, 1997 ; Carlsson-Kanyama, 1998) et de poulets (Spies *et al.*, 2002) a montré que la pisciculture fournit le produit le plus intéressant à la fois du point de vue nutritionnel (valeur protéinique) et de l'impact sur l'environnement, excepté pour le

potentiel d'eutrophisation. Seppala *et al.* (2001) ont en effet montré que l'impact environnemental de la production de truites était principalement lié aux rejets de nutriments dans le milieu. A l'inverse, dans ce travail, les rejets des SR et SO n'expliquent qu'une faible part de l'impact environnemental des systèmes d'élevage. Le potentiel d'eutrophisation du SR (17.8 kg eq PO₄.tonne de poisson produite⁻¹) et du SO (28.5 kg) sont faibles par rapport à celui d'un système d'élevage en circuit ouvert (55 à 70 kg) étudié par Papatryphon *et al.* (2004b), malgré une composition de l'aliment et un IC similaires. Ces résultats sont dus à l'efficacité des systèmes de traitement des SR et SO étudiés. Le SR présente encore une marge d'amélioration sur le traitement des rejets, les cônes de sédimentation testés ayant montrés leurs limites. Le traitement de l'AAT et des nitrites doit également être amélioré au travers d'une meilleure gestion du filtre biologique (nettoyage, brassage du garnissage).

L'analyse du cycle de vie est un outil intéressant pour comparer deux systèmes de production en terme d'impacts environnementaux. Combinée à une analyse de sensibilité, l'ACV pourrait devenir un outil d'aide à la gestion des salmonicultures. En effet, elle pourrait permettre de quantifier et de prioriser les améliorations possibles sur chaque poste du système d'élevage (effet de l'ajout d'un maillon de traitement des rejets, effet de l'augmentation du taux d'oxygène en sortie des bassins sur les IC, ...) et d'évaluer le rapport coût-bénéfice de chaque modification sur le bilan global du système. Par ailleurs, en temps qu'outil prospectif, cette étude de sensibilité pourrait permettre d'établir les priorités de recherches futures. Des études complémentaires sont nécessaires afin de connaître les seuils critiques de certaines catégories d'impacts sur les milieux récepteurs. La connaissance des valeurs seuils en terme d'eutrophisation et d'acidification notamment permettrait d'envisager une meilleure gestion des productions, fixant les quantités maximales de rejets acceptables pour la capacité d'accueil du milieu récepteur.

Conclusions générales et perspectives

L'objectif de cette thèse était d'étudier les biotransformations des nutriments dans deux systèmes d'élevage piscicole, l'un fonctionnant en circuit ouvert, l'autre en circuit recirculé. Ces systèmes d'élevage diffèrent en particulier par leur niveau d'utilisation des ressources en eau et leurs consommations énergétiques, deux aspects essentiels pour la durabilité d'un système de production piscicole.

Le premier maillon de ces biotransformations concerne la relation entre l'aliment distribué et les rejets produits, dont la quantification est nécessaire pour permettre leur gestion et concevoir leur traitement. L'évaluation précise des rejets piscicoles est par ailleurs obligatoire dans le cadre réglementaire. Celui-ci est actuellement basé sur le suivi d'indicateurs (concentrations en MES, NH_4 et DBO_5 principalement) mesurés dans le milieu récepteur. La nouvelle loi sur l'eau imposera prochainement un contrôle des rejets piscicoles basé sur des mesures effectives de flux de rejets (concentrations et débits). Ces flux ont été mesurés dans le cadre de cette thèse, en utilisant une méthode « hydrobiologique » de prélèvements séquencés et en mettant en œuvre un appareillage lourd de mesure des débits. L'expérimentation a été effectuée au sein d'une salmoniculture de production intensive fonctionnant en régime stable, en circuit ouvert et dans des conditions standardisées d'utilisation de l'aliment. Les difficultés rencontrées sont celles des mesures de débits, réalisables dans un contexte expérimental, mais contraignantes et délicates pour une application en routine. De plus, dans l'optique d'un contrôle environnemental, il est apparu que les rejets ne peuvent être valablement exprimés qu'à l'échelle de la journée et les mesures ponctuelles ne sont pas forcément représentatives. Cette échelle de temps journalière favorise *a priori* les estimations fondées sur la ration quotidienne (méthode « nutritionnelle » utilisant les valeurs préalablement établies de la digestibilité et de la croissance) par rapport aux mesures hydrobiologiques directes qui doivent intégrer un ensemble de mesures rapprochées pour inclure tous les événements piscicoles quotidiens. Le chapitre 1 a montré l'intérêt de la méthode nutritionnelle qui peut être utilisée en routine pour quantifier les rejets bruts des poissons à partir des quantités d'aliment distribué. Dans le cadre de ce travail, des coefficients ont été proposés pour corriger les résultats obtenus par la méthode « nutritionnelle » afin qu'ils correspondent au mieux aux valeurs de rejets du système d'élevage établies par la méthode « hydrobiologique ». Ces coefficients correcteurs, valables pour les pratiques actuelles et pour le système d'élevage étudié, devront être périodiquement révisés au fur et à mesure des changements technologiques. Par ailleurs, ils devront être établis pour chaque type

de système d'élevage. La méthodologie et les protocoles mis en œuvre dans cette thèse pourront être intégralement appliqués à cette fin.

Le second maillon concerne les biotransformations dans les systèmes de traitement des rejets issus du système d'élevage. Après un an de fonctionnement, le système de traitement des rejets solides mis en place à la pisciculture étudiée a permis d'améliorer la qualité de l'effluent et du milieu récepteur. Le système de traitement testé, associant filtration, décantations et marais construits, retient tout d'abord près de la moitié des particules rejetées dans les eaux d'élevage et permet la valorisation agricole des boues concentrées. Le traitement par marais construit de la surverse du décanteur final, chargée en matières solides et dissoutes, assure ensuite une transformation efficace de la matière organique en éléments dissous, par l'action combinée de phénomènes physico-chimiques, d'activités bactériennes et végétales. Cependant, ce type de traitement s'est avéré peu efficace pour l'abattement des orthophosphates et de l'azote ammoniacal total de ce type d'effluent. Ces résultats appellent des recherches supplémentaires, pour réduire l'impact environnemental en matière d'eutrophisation des milieux et ce d'autant plus que les normes de rejets vont être revues à la baisse dans le cadre de la nouvelle Loi sur l'Eau. La charge en MES de l'effluent traité a été limitante pour le fonctionnement des marais construits plantés de *Typha sp.*, d'autres espèces plus robustes peuvent, d'après la littérature, supporter des charges équivalentes dans des eaux de rejets urbains. Les résultats obtenus sur le système de traitement des effluents de la ferme en circuit ouvert montrent que des expérimentations complémentaires sont à mener sur les marais construits pour d'une part mieux cerner leurs variabilités temporelles (cinétique de démarrage, effets climatiques) et/ou spatiale (effet de la profondeur) et d'autre part tester leur efficacité à traiter des effluents moins chargés en particules, en particulier leur aptitude à traiter l'ammoniacal contenu dans les eaux d'élevage après filtration mécanique. De plus, le traitement de l'azote ammoniacal total de l'eau issue de la filtration mécanique reste un sujet de recherche d'actualité afin de proposer aux professionnels des outils de traitement des eaux économiquement viables, leur permettant de se conformer aux nouvelles normes de rejets.

Le passage d'un système d'élevage en circuit ouvert à un système d'élevage en circuit recirculé permet, par la réduction des consommations en eau, de réduire les débits de rejets par le même facteur. L'effluent plus concentré est, de ce fait, plus facile à traiter. Le type de système d'élevage en circuit recirculé mis au point au Danemark pour la production de truites a été testé sur la pisciculture. Les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse (chapitre 3) montrent que l'on obtient de bons résultats pour le grossissement de la truite arc-en-ciel dans

ce type de systèmes d'élevage ; les performances sont identiques aux performances en circuit ouvert, sans pathologie particulière, malgré une amplitude thermique plus importante dans le système d'élevage en circuit recirculé (de 9 à 23°C). Par rapport au circuit ouvert, le système d'élevage en circuit recirculé permet une importante réduction des consommations en eau neuve (autour de $8 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ d'aliment ce qui correspond à un facteur de réduction de 6 à 20 dans le cas étudié). Par ailleurs, le circuit recirculé permet un meilleur contrôle de certains des facteurs limitants de la qualité d'eau tels que le dioxyde de carbone et l'azote ammoniacal total. Ce système d'élevage semble particulièrement adapté à l'élevage des grandes truites. Celles-ci supportent sans perte de croissance ni dégradation de leur bien être des densités d'élevage de plus de 100 kg m^{-3} , deux fois supérieures à la charge moyenne en élevage de la ferme en circuit ouvert. Cependant, l'apparition d'off-flavors dans la chair des poissons a été constatée et un passage de 10 à 20 jours en circuit ouvert est nécessaire pour les éliminer. Dans nos expériences, la charge maximale d'accueil du système d'élevage en circuit recirculé a été limitée par l'accumulation de nitrites dans l'eau d'élevage, celle-ci étant directement liée à la gestion de la matière organique du filtre biologique et au type de garnissage. La gestion du filtre biologique peut être améliorée afin de réduire les concentrations en nitrites dans l'eau. La forme du bassin peut être modifiée pour améliorer les conditions de bien être des poissons (abrasion des nageoires caudales notamment).

L'analyse comparée du Cycle de Vie pour l'ensemble des opérations et matières mis en œuvre dans les deux systèmes d'élevage, a montré que le bilan environnemental du système d'élevage en circuit recirculé est meilleur que le système d'élevage en circuit ouvert pour toutes les catégories d'impact (potentiels d'eutrophisation et d'acidification du milieu, de réchauffement climatique, d'utilisations de production primaire, d'eau et de surface), à l'exception de l'utilisation d'énergie. En effet, la consommation énergétique du système d'élevage en circuit recirculé est 24 à 40% supérieure aux hypothèses haute et basse de pompage du système d'élevage en circuit ouvert (16, 12.2 et 9.7 kWh par kg de poisson produit respectivement, sur l'ensemble des cycles de vie). Si le système d'élevage en circuit recirculé présente les avantages de diminuer les coûts liés au pompage de l'eau neuve et de s'affranchir de l'utilisation d'oxygène liquide, il est plus coûteux que le système d'élevage en circuit ouvert pour le traitement de l'eau (0.8 et 0.06 kWh par kg de poisson produit respectivement) et le système d'aération/dégazage (2.4 et 0.5 respectivement kWh par kg de poisson produit). Cependant, l'actuel système d'élevage en circuit recirculé présente un potentiel de diminution des consommations énergétiques, en particulier au niveau des pompes airlift et des filtres biologiques, dont les configurations et la gestion peuvent être améliorées.

Ces modifications pourraient ramener son niveau de consommation énergétique au niveau du système d'élevage en circuit ouvert, dont l'hypothèse Haute pourrait devenir la situation habituelle de fonctionnement si les périodes de sécheresses constatées depuis 3 ans se maintenaient. A l'inverse du système d'élevage en circuit recirculé, la diminution des consommations dans le système d'élevage en circuit ouvert n'est possible que par une réduction des consommations liées aux systèmes de filtration mécanique et d'aération de l'eau. Une diminution de leur utilisation conduirait à dégrader la qualité de l'eau, donc les taux de transformation de l'aliment et par voie de conséquence à augmenter les rejets dans le milieu. La recherche d'un optimum économique, prenant en compte un débit de circulation minimal dans les bassins (minimisation du pompage) et une qualité d'eau suffisante pour satisfaire les besoins des poissons (traitement des rejets et des gaz nécessitant des coûts d'investissement et de fonctionnement supplémentaires) est donc à réaliser pour chaque site. Les résultats de l'analyse du cycle de vie confirment que l'efficacité globale des systèmes de traitement étudiés est bonne, car les potentiels d'eutrophisation des systèmes d'élevage sont faibles par rapport aux références bibliographiques. Cependant, les rejets des systèmes d'élevage contribuent peu à l'impact environnemental global des systèmes d'élevage.

Quel que soit le système d'élevage, l'impact environnemental potentiel peut être réduit à un niveau plus global, puisque c'est l'aliment qui reste déterminant pour le bilan environnemental. L'amélioration des IC, par le biais de la composition et la digestibilité des aliments est un élément clé : une variation de 10% sur l'IC entraîne une variation équivalente sur les impacts potentiels du système d'élevage (Papatryphon *et al.*, 2004b). Cependant, améliorer les IC actuels (entre 0.8 et 1.1 sur un cycle de production de salmonidés) se traduirait très probablement par un coût d'aliment supérieur, ce qui est difficilement envisageable dans le contexte actuel. La principale marge d'amélioration se situe probablement au niveau du coût énergétique liés à la production de l'aliment dont une grande partie provient des matières premières utilisées (diminution des distances de transports). Le coût énergétique des poissons pêchés étant élevé (15.9 kWh par kg de poisson chaluté, *in* Ziegler et Hansson, 2003), l'utilisation de matières premières végétales est une solution souvent évoquée, mais l'énergie nécessaire à leur fabrication est similaire à celle utilisée pour produire les farines et huiles de poissons (à valeur nutritionnelle équivalente) et leur potentiel d'eutrophisation est supérieur (Papatryphon *et al.*, 2004b). La substitution d'une partie des farines de poissons par des sous-produits de la pêche peut être envisagée et permettrait d'économiser environ de 3200 MJ par tonne de poisson, mais cette solution augmenterait le

potentiel d'eutrophisation (Papatryphon *et al.*, 2004b). Un compromis doit donc être trouvé autour de la qualité nutritionnelle et la digestibilité des nutriments composant les aliments (donc des quantités de rejets), de leur coût de production (incluant les distances de transport des matières premières), des performances et de la qualité organoleptique des poissons (viabilité économique de l'entreprise). L'utilisation des poissons pêchés hors mailles et rejetés en mer (estimés entre 9 et 24% des prises par la FAO, en 2007) pourrait alors être une solution de complément/substitut aux farines, plus durable et palliant en partie au problème de pression sur les ressources halieutiques (approche "zéro rejet" appliquée depuis 2004 en Norvège, Islande et Namibie). Dans le cadre de la réforme de la pêche, la Commission Européenne propose d'ailleurs des mesures visant à réduire les rejets des poissons indésirables, et prévoit de faire des recherches sur les possibilités d'utilisation du poisson rejeté pour la consommation humaine directe ou indirecte.

Selon le contexte réglementaire, socio-économique et environnemental de la pisciculture, un compromis est donc à trouver entre prélèvements d'eau, rejets dans le milieu et consommations énergétiques, orientant le choix du système d'élevage pour une plus grande durabilité. L'analyse du cycle de vie combinée à une analyse de sensibilité et à une analyse économique peut servir d'outil d'aide à la gestion des piscicultures pour quantifier, hiérarchiser les améliorations possibles des systèmes de production et évaluer leur impact sur l'économie de l'entreprise.

Bibliographie

1. Ackefors, H., Enell, M., 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 19: 28-35.
2. Ackefors, H., Sodergren, A., 1985. Swedish experiences of the impact of aquaculture on the environment. CIEM / E40-W, 7p.
3. AERMC, 1999. Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes : étude bibliographique. 1999, 79p., <http://www.eaurmc.fr>.
4. Alanärä, A., Cripps, S.J., 1991. Feeding management and suspended particle removal to reduce nutrient losses. EAS Special publication n°14: 6-7.
5. Alleman, J.E., 1985. Elevated nitrate occurrence in biological wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 17, 409-419.
6. Ansola, G., González, J.M., Cortijo, R., de Luis, E., 2004. Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment.
7. Appleby, M.C., Hughes, B.O., 1997. Introduction. In: Appleby, M.C., Hughes, B.O. (Eds.), *Animal Welfare*. CABI, Oxfordshire, 1997, 316 p.
8. Armstrong, J., Armstrong, W., 1988. *Phragmites australis* – preliminary study of soiloxidising sites and internal gas transport pathways. *New Phytologist*, 108: 373-382.
9. Armstrong, J., Armstrong, W., 1990. Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. In : *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press: 529-534.
10. Armstrong, J., Armstrong, W., Beckett, P.M., 1992. *Phragmites australis*: venturi – and humidity – induced pressure flows enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. *New Phytologist*, 120: 197-207.
11. Aubin, J., Papatryphon, E., Petit, J., Van der Werf, H.M.G., 2004. Utilisation de l'Analyse du Cycle de Vie pour l'évaluation environnementale des systèmes de production piscicoles. Poster et résumé. Session Développement Durable de l'Aquaculture, Bordeaux Aquaculture 2004, 22 Septembre 2004, Bordeaux.
12. Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Morvan, Y.M., 2006. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) recirculating production system using Life Cycle Assessment. *Aquaculture*, 261 (4): 1259-1268
13. Axler, R.P., Tikkanen, C., Henneck, J., Schuldt, J., McDonald, M.E., 1997. Characteristics of effluent and sludge from two commercial rainbow trout farms in Minnesota. *The Progressive Fish Culturist*, 59: 161-172.
14. Azevedo, P.A., Cho, Y.C., Leeson, S., Bureau, D.P., 1998. Effects of feeding level and water temperature on growth, nutrient and energy utilization and wastes outputs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Living Resources*, 11 (4): 227-238.
15. Bachand, P.A.M., Horne, A.J., 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, 14: 17-32.
16. Bahlo, K., Wach, G., 1993. *Naturnahe Abwasserreinigung, Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen*. 2. Auflage, Ökobuch Staufen bei Freiburg. 137 pp.
17. Baird, D.J., Beveridge, M.C.M., Kelly, L.A., Muir, J.F., 1996. *Aquaculture and water resources management*. Fishing News Books, Oxford. Blackwell science.
18. Baker, R.F., Ayles, G.B., 1990. The effects of carrying density and loading level on the growth of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *World Aquaculture* 21: 58-62.
19. Bayley, M.L., Davison, L., Headley, T.R., 2003. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and nitrification. *Water Science and Technology*, 48 (5): 175-182.
20. Belaud, A., 1996. *Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive*. Cépaduès Editions, collection Polytech, 207p.
21. Benschneider, K., Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in seawater. *Journal of Marine Research*, 11: 87-96.

22. Bergheim, A., Asgard, T., 1996. Waste production from aquaculture. In: Baird, D.J., Beveridge, M.C.M., Kelly, L.A., Muir, J.F. (Eds.), *Aquaculture and Water Resource Management*. Blackwell, Oxford: 50-80.
23. Bergheim, A., Brinker, A., 2001. Effluent treatment for flow through systems and European environmental regulations. *Proceedings from the Aquacultural Engineering Society's Second Issues Forum*, Shepherdstown, West Virginia, 11-14 novembre: 9-31.
24. Bergheim, A., Brinker, A., 2003. Effluent treatment for flow through systems and European environmental regulations. *Aquacultural Engineering*, 27: 61-77.
25. Bergheim, A., Cripps, S.J., Liltved H., 1998. A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms. *Aquatic Living Resources*, 11(4): 279-287.
26. Bergheim, A., Kristiansen, R., Kelly, L.A., 1993a. Treatment and utilization of sludge from landbased farms for salmon. In: Wang, J.-W. (Ed.), *Techniques for Modern Aquaculture. Proceedings of an Aquaculture Engineering Conference*, 21-23 June 1993, Spokane, WA. American Society of Agriculture Engineers, St. Joseph, MI: 486-495.
27. Bergheim, A., Sanni, S., Indrevik, G., Hølland, P., 1993b. Sludge removal from salmonid tank effluent using rotating microsieves. *Aquacultural Engineering*, 12: 97-109.
28. Bergheim, A., Seymour, E.A., Sanni, S., Tyvold, T., Fivelstad, S., 1991. Measurements of oxygen consumption and ammonia excretion of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) in commercial-scale, single-pass freshwater and seawater landbased culture systems. *Aquacultural Engineering*, 10 (4): 251-267.
29. Berka, R., Kujal, B., Lavicky, J., 1981. Recirculating systems in Eastern Europe. *Proceeding World Symposium on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems vol. 2*. Stavanger, 28-30 May 1980. Berlin (1981).
30. Beveridge, M.C.M., Phillips, M.J., Clarke, R.M., 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: Brune, D.E., Tomasso, J.R. (Eds.), *Aquaculture and Water Quality. Advances in World Aquaculture*, vol. 3. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA: 506-533.
31. Bishop, P.L., Eighmy, T.T., 1989. Aquatic Wastewater Treatment Using *Elodea nuttallii*. *Journal of Water Pollution Control Federation JWPCA*, 61 (5): 641-648.
32. Blancheton, J.P., 2000. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering*, 22: 17-31.
33. Blancheton J.P., Dosdat, A., Deslous Paoli, J.M., 2004. Minimisation des rejets biologiques issus d'élevages de poissons. *Aquaculture et Environnement*, 67-78.
34. Blancheton, J.P., Piedrahita, R., Belaud, A., Moutounet, Y., Fivelstad, S., Lemarié, G., 2006. Gas control in land based aquaculture, physiological and technical aspects. *Aqua 2006: Linking tradition & technology highest quality for the consumer*, International conference Aquaculture Europe 2006 & World Aquaculture 2006, Firenze (Florence), Italy, May 9-13, 2006, Abstracts. World aquaculture society and European aquaculture society (CD-ROM).
35. Blancheton, J.P., Piedrahita, R.H., Eding, E.H., Roque d'orbcastel, E., Lemarié, G., Bergheim, A., Fivelstad, S., 2007. Intensification of landbased aquaculture production in single pass and reuse systems. Chapter 2. In *Aquaculture engineering and environment*.
36. Blonk, H., Lafleur, M., Van Zeijts, H., 1997. Towards an Environmental Infrastructure for the Dutch Food Industry. Exploring the Environmental Information Conversion of Five Food Commodities. Screening LCA on pork. Appendix 4 of the report. IVAM Environmental Research, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands. 46 pp.
37. Bolto, B.A., Dixon, D.R., Gray, S.R., Chee, H., Harbour, P.J., Le Ngoc, Ware, A. J., 1996. The use of soluble organic polymers in waste treatment. *Water Science and Technology*, 34: 117-124.
38. Boujard, T., 2002. Nutrition and environment interactions in fish farming. EAS meeting 2002.
39. Boujard, T., Labbe, L., Auperin, B., 2002. Feeding behaviour, energy expenditure and growth of rainbow trout in relation to stocking density and food accessibility, *Aquaculture Research*, 33: 1233-1242.
40. Boujard, T., Vallée, F., Vachot, C., 1999. Évaluation des rejets d'origine nutritionnelle de truiticultures par la méthode des bilans, comparaison avec les flux sortants. Dossier de l'environnement de l'INRA n°26.

41. Boutin, C., Liénard, A., Esser, D., 1997. Development of a new Generation of Reed-Bed Filters in France : First results. *Water Science and Technology*, 35 (5): 315-322.
42. Braaten, B., 1991. Impact of pollution from aquaculture in six Nordic countries. Release of nutrients, effects, and wastewater treatment. In: De Pauw, N., Joyce, J. N. (Eds), *Aquaculture and the Environment*. European Aquaculture Society Publication 16, Ghent, Belgium, 79-101.
43. Breton, B., 2005. *La truite et son élevage*. Collection aquaculture pisciculture. Eds TEC et DOC. Lavoisier.
44. Brett, J.R., 1979. Environmental factors and growth. In: Hoar, W.S., Randall, D.J., Brett, J.R. (Eds.), *Fish Physiology. Bioenergetics and growth*, vol. 8. Academic Press, New York, 599–675.
45. Brinker, A., Rosch, R., 2005. Factors determining the size of suspended solids in a flow-through fish farm. *Aquacultural Engineering*, 33: 1-19
46. Brinker, A., Koppe, W., Rösch, R., 2005a. Optimised effluent treatment by stabilised trout faeces *Aquaculture*, 249: 125-144.
47. Brix, H., 1993. Waste water treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performances. In *Constructed wetlands for water quality improvment* M.P.D. Gerald A., Ed. 9-22.
48. Brix, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 4, 71-78.
49. Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35 (5):11-17.
50. Brix, H., 2003. Plants used in constructed wetlands and their functions. In: Dias, V., Vymazal, J. (Eds.), *Proceedings of the First International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*. Lisboa, Portugal, 8–10 May : 81-109.
51. Brix, H., Sorrel, B., K., Lorenzen, B., 2001. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany*, 69(2-4): 313-324.
52. Buckling, R.A., Baird, C.D., Watson, C.A., Chapman, F.A., 1993. Energy use of recycling water aquaculture systems for ornamental fish production. Circular 1095. Florida Cooperative Extension Service. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL, 5 pp.
53. Bulc, T.C., 2006. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26 (4) : 365-374
54. Bureau, D.P., Gunther, S.J., Cho, C.Y., 2003. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. *North American Journal of Aquaculture*, 65:33-38.
55. Burgoon, P.S., Reddy K.R., DeBusk T.A., Koopman, B., 1991. Vegetated submerged beds with artificial substrates. II : N and P removal. *Journal of Environmental Engineering* 117, 408-424.
56. Buschmann, A.H., Lopez, D.A., Medina, A., 1996. A review of the environmental effects and alternative production strategies of a marine aquaculture in Chile. *Aquacultural Engineering*, 15: 397-421.
57. Carlsson-Kanyama, A., 1998. Energy Consumption and Emissions of Greenhouse Cases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork Meat, Rice and Yellow Peas. Technical Report n°26. department of Systems Ecology, Stockholm University, Stockholm, Sweden. 67 pp.
58. Caselles-Osorio, A., Garcia, J., 2006. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution* : 1-9
59. Chen, S., Malone, R.F., 1991. Suspended solids in recirculating aquaculture systems. In: *Engineering Aspects of Intensive Aquaculture*. Proc. from the Aquaculture Symposium, Cornell University, 4-6 April 1991, Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY, 170-186.
60. Chen, S., Coffin, D.E., Malone, R.F., 1993a. Production, characteristics, and modelling of aquacultural sludge from a recirculating aquacultural system using a granular media biofilter. In: Wang, J. (Ed.), *Techniques for Modern Aquaculture*. Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference, 21-23 June 1993, Spokane, WA. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, MI, 16-25.

61. Chen, S., Stetchey, D., Malone, R.F., 1994. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems. In: Timmons, M.B., Losordo, T.M. (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Elsevier, Amsterdam, 61-100.
62. Chen, S., Timmons, M.B., Aneshansley, D.J., Bisogni Jr.J.J., 1993b. Suspended solids characteristics from recirculating aquaculture systems and design implications. *Aquaculture*, 112: 143-155.
63. Cho, C.Y., 1992. Feeding systems for rainbow trout and other salmonids with reference to current estimates of energy and protein requirements, *Aquaculture*, 100: 107-123.
64. Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feedings. *The Progressive Fish Culturist*, 59: 155-160.
65. Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1998. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquatic Living Resources*, 11: 199-210.
66. Cho, C.Y., Bureau, D.P., 2001. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research*, 32: 349-360.
67. Cho, C.Y., Kaushik, S.J., 1990. Nutritional energetics in fish: energy and protein utilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*), *World Review of Nutrition and Dietetics*, 61: 132-172.
68. Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R., Yoshida, H.K., 1991. Quantitation of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets, in: Cowey C.B., Cho C.Y. (Eds.), *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste*, Proceedings of the 1st International Symposium on Nutritional Strategies and Management of Aquaculture Waste, University of Guelph, Ontario, Canada, 1991, 37-50.
69. Ciria, M.P., Solano, M.L., Soriano, P., 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering*, 92(4): 535-544.
70. Colt, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering* 34, 143-156
71. Comeau, Y., Brisson, J., Réville, J.-P., Forget, C., Drizo, A., 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44: 55-60.
72. Company, R., Calduch-giner, J.A., Perez-sanchez, J., Kaushik, S.J., 1999. Protein sparing effect of lipids in common dentex (*Dentex Dentex*): A comparative study with sea bream (*Sparus aurata*) and sea bass (*Dicentrarchus Labrax*). *Aquatic Living Resources*, 12: 23-30.
73. Cooke, S.J., Chandroo, K.P., Beddow, T.A., Moccia, R.D., Mc Kinley, R.S., 2000. Swimming activity and energetic expenditure of captive rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) estimated by electromyogram telemetry. *Aquaculture Research*, 31: 495-505.
74. Cooper, P., Griffin, P., Humphries, S., Pound, A., 1999. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. *Water Science and Technology*, 40 (3): 283-289.
75. Costa-Pierce, B.A., 1998. Preliminary investigation of an integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California *Ecological Engineering*, 10 (4): 341-354.
76. Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W., 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, 270: 1-14.
77. Cripps, S J., 1991. Comparison of methods for the removal of suspended particles from aquaculture effluents. *EAS Special Publication*, 14: 80-81.
78. Cripps, S J., 1994. Minimizing outputs: treatment. *Journal of Applied Ichthyology*, 10: 284-294.
79. Cripps, S.J., Bergheim, A., 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22: 33-56.
80. Cripps, S.J., Kelly, L.A. 1996. Reduction in wastes from aquaculture. *Aquaculture and Water Resource Management*. Blackwell Science, U.K., 166-201.
81. Dahab, M.F., Surampalli, R.Y., 2001. Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: five years of experience. *Water Science and Technology*, 44 (11): 375-380.
82. Davis, J.T., Lock, J.T., 1997. Culture of Largemouth Bass Fingerlings. SRAC Publication No. 201 (revised) , 4 pp.

83. Day, J.W., Ko, J.Y., Rybczyk, J., 2004. The use of wetlands in the Mississippi Delta for wastewater assimilation: A review. *Journal of Ocean and Coastal Management*, 47: 671-691.
84. Diab, S., Shilo, M., 1988. Effect of light intensity on the activity and survival of *Nitrosomas sp.* and *Nitrobacter sp.* isolates from fish ponds. *Israeli J. Aquacult-Bamidgeh*, 40: 50-56.
85. Dosdat, A., 1992a. L'excrétion chez les poissons téléostéens I : L'azote. *La pisciculture Française*, 108: 25-40.
86. Dosdat, A., 1992b. L'excrétion chez les poissons téléostéens II : Le phosphore. *La pisciculture Française*, 109: 18-29.
87. Dosdat, A., 2001. Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: nutritional and feeding aspects. *Cahiers Options Méditerranée.*, 55, 23-36
88. Dosdat, A., Servais, F., Mctailleur, R., Huelvan, C., Desbruykres, E., 1996. Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture*, 141: 107-127.
89. Ebeling, J. M., Rishel, K. L., Sibrell, P. L., 2004. Screening and Evaluation of Polymers as Flocculation Aids for the Treatment of Aquacultural Effluents.
90. Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., 1993. Characterisation of treated and untreated effluents from landbased fish farms. In Reinersten H. , Dahle, L.A., Jorgensen L., and Tvinnereim, K. Editors, 1993. *Fish Farming Technology* Balkema, Rotterdam, 361-369.
91. Ellis, T., North, B., Scott, A.P., Bromage, N.R., Porter, M., Gadd, D., 2002. The relationship between stocking density and welfare in farmed rainbow trout. *Journal of Fish Biology*, 61: 493-531.
92. Enell, M., 1987. Environmental impact of cage fish farming with special reference to phosphorus and nitrogen loadings. ICES, Marine environment and quality committee, CM 1987 / F, 44, 13p.
93. Fauconneau, B., Laroche, M., 1995. Characteristics of the flesh and quality of products of catfishes. *Aquatic Living Resources*, 9 : 165-179.
94. Fauré, A., 1983. *Salmoniculture et Environnement*, volume 1. Evaluation de la pollution rejetée par les salmonicultures intensives. CEMAGREF, Bordeaux, France, Etude n°16, 71 pp.
95. Fivelstad, S., Olsen, A.B., Kløften, H., Ski, H.W., Stefansson, S., 1999. Effects of carbon dioxide for Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) smolts at constant pH in bicarbonate rich freshwater. *Aquaculture*, 178: 171-187.
96. Fivelstad, S., Thomassen, J.M., Smith, M.J., Kjartansson, H., Sando, A.B., 1990. Metabolite production rates from Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) and Arctic Char (*Salvelinus alpinus L.*) reared in single pass land-based brackish water and sea water systems. *Aquacultural Engineering*, 9: 1-21.
97. Fivelstad, S., Kallevik, H., Iversen, H.M., Møretrø, T., Våge, K., Binde, M. 1993. Sublethal effects of ammonia in soft water on Atlantic salmon smolts at a low temperature. *Aquaculture International*, 1: 157-169.
98. Fivelstad, S., Olsen, A., Åsgård, T., Bæverfjord, G., Rasmussen, T., Vindheim, T., Stefansson, S.O., 2003. Long-term sub-lethal effects of carbon dioxide on Atlantic salmon smolts: ion regulation, haematology, element composition, nephrocalcinosis and growth parameters. *Aquaculture*, 215: 301-319.
99. Fladung, E., 1993. Untersuchungen zur Verringerung des Nährstoffeintrags aus Fischproduktionsanlagen (Forellentrübenanlagen) in die Vorfluter. 71 pp. Diplomarbeit an der Humboldt Universität zu Berlin.
100. Foss, A., Røsnes, B. A., Øiestad, V., 2003. Graded environmental hypercapnia in juvenile spotted wolffish (*Anarhichas minor* Olafsen): effects on growth, food conversion efficiency and nephrocalcinosis. *Aquaculture*, 220 : 607-617.
101. Franco-Nava, M.A., 2003. Origine, devenir et contrôle de la matière particulaire dans les élevages de poissons marins en système recyclé. Thèse de Doctorat Halieutique, Ensa-Rennes
102. Garcia, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Piriz, T., Aguirre, P., Mujeriego, R., 2003. Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*, 21: 129-142.
103. Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyons, S.R., Goldman, C.R., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*, 20 (3): 363-368.

104. Goede, R.W., Barton, B.A., 1990. Organismic indices and an autopsy-based assessment as indicators of health and condition of fish. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 91-108.
105. Goldberg, R.J., Elliott, M.S., Naylor, M.A., 2001. *Marine Aquaculture in the United States: Environmental Impacts and Policy Options*. Pew Oceans Commission, Arlington, VA, 44 pp.
106. Gowen, R.J., Bradbury, N.B., 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 25: 563-575.
107. Grandtner, M., 1999. Ecology and use of *Phragmites communis* in Eastern Canada. *Bull. Kansai Organisation for Nature Conservation*, 21: 289-299.
108. Gray, S., Kinross, J., Read, P., Marland, A., 2000. The nutrient assimilative capacity of maerl as a substrate in constructed wetland systems for waste treatment, *Water Research*, 34.
109. Guillaume, J., Kaushik, S., Bergot, P., Métailler, R., 1999. Bases de la nutrition des animaux aquatiques : physiologie digestive et digestibilité des nutriments. *Nutrition et alimentation des poissons et crustacés*. Éditions INRA-IFREMER, 489 pp : 71-75.
110. Guilloteau, J.A., Liénard, A., Vachon, A., Lesavre, J., 1993a. Wastewater treatment by infiltration basins. Case study : Saint Symphorien de Lay, France. *Water Science and Technology*, 27 (9): 97-104.
111. Guilloteau, J.A., Lesavre, J., Liénard, A., Genty, P., 1993b. Wastewater treatment over 71 sand columns. Treatment yields, localisation of the biomass and gaz renewal. *Water Science and Technology*, 28 (10): 251-261.
112. Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppés, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 692 pp.
113. Gutierrez-Wing, M.T., Malone, R.F., 2006. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacultural Engineering*, 34: 163-171.
114. Hakanson, L., Ervik, A., Makinen, T., Moller, B., 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. *Rapp. Nordic Council of Ministers*, 103p.
115. Hammer, D.A., Knight, R.L., 1994. Designing constructed wetlands for nitrogen removal, *Water Science and Technology*, 29 (4): 15-27
116. Harache, Y., 2002. Responsible aquaculture in the next century: an evolutionary perspective. In: Creswell, R.L., Flos, R. (Eds.), *Perspectives on Responsible Aquaculture for the New Millennium*, World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA/The European Aquaculture Society, Oostende, Belgium, 1-27.
117. Hardy, R.W., Gatlin, D., 2002. Nutritional strategies to reduce nutrient losses in intensive aquaculture. In: Cruz-Suarez, L.E., Ricque-Marie, D., Tapia-Salazar, M., Gaxiola-Cortes, M.G., Simoes (Eds). *Avances en Nutricion Acuicola VI. Memorias del VI Simposium Internacional de Nutricion Acuicola*. 3 al 6 de septiembre del 2002. Cancun, Quintana Roo, Mexico.
118. Headley, T.R., Herity, E., Davison, L., 2005. Treatment at different depths and vertical mixing within a 1 m deep horizontal subsurface-flow wetland. *Ecological Engineering* 25: 567-582.
119. Healy, M.G., Rodgers, M., Mulqueen, J., 2006. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology* (2006), doi:10.1016/j.biortech.2006.07.036.
120. Heerfordt, L., 1991. Test of the efficiency of alternative treatment systems on the effluents from traditional trout farms in Denmark. *EAS Special Publication n°14*, 140-141.
121. Heinen, J.M., Hankins, J.A., 1996. Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher-energy or a lower-energy diet. *Aquaculture Research*, 27: 699-710.
122. Heinen, J.M., Hankins, J.A., Weber, A.L., 1996. A semi-closed recirculating-water system for high-density culture of rainbow trout. *The Progressive Fish Culturist*, 58 (1): 11-22.
123. Helder, W., de Vries, R.T.P., 1983. Estuarine nitrite maxima and nitrifying bacteria (Ems-Dollard estuary). *Netherlands Journal of Sea Research*, 17: 1-18.

124. Hem, L.J., Rusten, B., Ødegaard, H., 1994. Nitrification in a moving bed biofilm reactor, *Water Research*, 28 (6): 1425-1433.
125. Henderson, J.P., Bromage, N.R., 1988. Optimising the removal of suspended solids from aquacultural effluents in settled lakes. *Aquacultural Engineering*, 7: 167-181.
126. Hennessy, M., 1991. The efficiency of two aquacultural effluent treatment systems in use in Scotland. *Aquaculture and the Environment*, Intern. Conf, Aquaculture Europe 91. Dublin, 142-143.
127. Hennessy, M.M., Wilson, L., Struthers, W., Kelly, L.A., 1996. Waste loadings from two freshwater atlantic salmon juvenile farms in Scotland. *Water, Air and soil pollution*, 86, 235-49.
128. Hiley, P.D., 1995. The reality of sewage treatment using wetlands. *Water Science and Technology*, 32 (3): 329-338.
129. Hillestad, M., Johnsen, F., Austreng, E., Asgard, T., 1998. Long-term effects of dietary fat level and feeding rate on growth, feed utilization and carcass quality of Atlantic salmon. *Aquaculture Nutrition*, 4: 89-97.
130. Hinshaw, J.M., Thompson, S.L., 2000. Trout Production. Handling Eggs and Fry. SRAC Publication 220, 4 pp.
131. Hinshaw, J.M., Rogers, L.E., Easley, J.E., 1990. Budgets for Trout Production. Estimated Costs and Returns for Trout Farming in the South. SRAC Publication 221, 8 pp.
132. Honda, H., Watanaba, Y., Kikuchi, K., Iwata, N., Takeda, S., Uemoto, H., Furata, T., Kiyono, M., 1993. High density rearing of Japanese flounder, *Paralichthys oliuuceus*, with a closed seawater recirculation system equipped with a denitification unit. *Suisanzoshoku*, 41: 19-26.
133. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., Maskell, K., 1996. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
134. Howgate, P., 2004. Tainting of farmed fish by geosmin and 2-methyl-iso-bomeol: a review of sensory aspects and of uptake/depuration. *Aquaculture*, 234: 155-181.
135. Huhta, C., and Ward, C.J., 2003. Flow Measurements using an Upward-Looking Argonaut-SW Doppler Current Meter: in IEEE/OES Seventh Working Conference on Current Measurement Technology, San Diego, CA, March 10-13, 2003, Proceedings.
136. Huijbregts, M.A.J., 1999. Life-Cycle Impact Assessment of Acidifying and Eutrophying Air Pollutants. Calculation of Characterisation Factors with RAINS-LCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
137. Hunt, P.G, Poach, M.E., 2001. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 19-25.
138. Huntingford, F., Adams, C., Braithwaite, V.A., Kadri, S., Pottinger, T.G., Sandoe, P., Turnbull, J., 2006. Current issues in fish welfare. *Journal of Fish Biology*, 68: 332-372.
139. Hussenot, J.M.E., 2003. Emerging effluent management strategies in marine fish-culture farms located in European coastal wetlands. *Aquaculture*, 226: 113-128.
140. Hussenot, J., Leclercq, D., 1987. La sursaturation des gaz dissous, un phénomène souvent mal connu en aquaculture. *Aquarevue*, 11 :27-31.
141. IRAP, 1986. Etude hydrobiologique des rejets de la pisciculture 'Truite des fontaines' C.Murgat. 30pp.
142. Jatteau, P., 1999a. Quantification des flux polluants. Effluent wastes assessment. INRA, Paris. in : *Environnement et aquaculture : t1 Aspects techniques et économiques*, PETIT J. : 74-87
143. Jatteau, P., 1999b. Cas concret d'application des méthodes d'évaluation des rejets. Practical case of use of the effluent wastes assessment methods. INRA, Paris. in : *Environnement et aquaculture : t1 Aspects techniques et économiques*, PETIT J. : 87-92.
144. Jatteau, P., Kempf, M., Petit, J., 1999. Modalités de prise en compte des causes et effets lors des études d'impact. INRA, Paris. in : *Environnement et aquaculture : t1 Aspects techniques et économiques*, PETIT J. : 87-92.
145. Jenssen, E.A., Leivestad, H., 1989. Surt vann og smoltoppdrett. Sluttrapport fra vannbehandlingsprosjektet Salar/BP: 1-82 (in Norwegian).

146. Jimenez del Rio, M., Ramazanov, Z., Garcia-Reina, G., 1996. *Ulva rigida* (Ulvales, Chlorophyta) tank culture as biofilters for dissolved inorganic nitrogen from fishpond effluents. *Hydrobiologia*, 326: 61-66.
147. Jing, S.R., Lin, Y.F., Lee, D.Y., Wang, T.W., 2001. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands, *Bioresource Technology*, 76: 131-135.
148. Jobling, M., 2001. Feed composition and analysis. In: *Feed intake in fish* (eds D. Houlihan, T. Boujard and M. Jobling). Chapter 1, pp 2-24, Blackwell Science Ltd.
149. Jobling, M., 1994. *Fish Bioenergetics*. Chapman and Hall, London. 309 pp.
150. Jobling, M., Gwyther, O., Grove, O.J., 1977. Some effects of temperature, meal size and body weight on gastric evacuation time in the dab *Limanda limanda* (L.). *Journal of Fish Biology*, 10: 291-298.
151. Jørgensen, E.H., Christiansen, J.S., Jobling, M., 1993. Effects of stocking density on food intake, growth performance and oxygen consumption in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Aquaculture*, 110: 191-204.
152. Kadlec, R.H., 2006. Free surface wetlands for phosphorus removal: the position of the Everglades Nutrient Removal Project, *Ecol. Eng.*, doi: 10.1016/j.ecoleng.2006.05.019.
153. Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Chelsea, MI. New York
154. Kadlec, R.L., Watson, J.T., 1993. Hydraulic and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 227-235.
155. Karakassis, I., 2000. Ecological effects of fish farming in the Mediterranean. Séminaire sur l'évaluation de l'impact environnemental des fermes aquacoles en Méditerranée, Zaragoza, 17-21 janvier 2000 : 6p Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E., Papadopoulou K-N., Plaiti W., 2000. Impact of bass and bream farming in cages on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES J. mar. Sci.*
156. Kaushik, S.J., 1980. Influence of nutritional status on the daily patterns of nitrogen excretion in the carp (*Cyprinus carpio* L.) and the rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). *Reproduction Nutrition Development*, 20 (6): 1751
157. Kaushik, S.J., 1990. Nutrition et alimentation des poissons et contrôle des déchets piscicoles. *La pisciculture française*, 101: 14-23
158. Kaushik, S.J., 1998a. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non salmonids. *Aquatic Living Resources*, 11: 211-217.
159. Kaushik, S.J., 1998b. Nutrition and Feedings: knowledge acquisition and transfer to know-how in feed production and management strategies. *Aquatic Living Resources*, 11(4): 211-217.
160. Kaushik, S.J., Cowey, C.B., 1991. Ammoniogenesis and dietary factors affecting nitrogen excretion. In : *Nutritional Strategies & Aquaculture Waste*, (C.B. Cowey & C.Y. Cho, eds), Univ. Guelph, Guelph, Canada.: 3-19.
161. Kaushik, S.J., Gomes, E.F., 1988. Effect of frequency of feeding on nitrogen and energy balance in rainbow trout under maintenance conditions. *Aquaculture*, 73: 207-216.
162. Kelly, L.A., Bergheim, A., Hennessy, M.M., 1994. Predicting output of ammonium from fish farms. *Water Research*, 28 (6): 1403-1405.
163. Kempf, M., 1997. Impact de la pisciculture marine sur l'environnement. In « *Aquaculture et environnement : poissons marins* », M.C Miner et M. Kempf coord., IFREMER, Actes de colloques, 23 : 99-114
164. Kerepeczki, E., Gal, D., Szabo, P., Pekar, F., 2003. Preliminary investigations on the nutrient removal efficiency of a wetland-type ecosystem. *Hydrobiologia*: 665-670.
165. Kikuchi, K., Honda, H., Kiyono, M., 1994. Ammonia oxidation in marine biological filters with plastic filter media. *Fish. Sci.*, 60: 133- 136.
166. Kruner, G., Rosenthal, H., 1983. Efficiency of nitrification in trickling filters using different substrates. *Aquacultural Engineering*, 2: 49-67.
167. Laird, L.M., Needham, T., 1988. *Salmon and trout farming*. Ellis Horwood, Chichester, West Sussex, England, 271 pp.

168. Lamotte, J., 1992. Etude du traitement des matières en suspension des effluents piscicoles landais. Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives liquide - solide.
169. Langergraber, G., Harberl, R., Laber, J., Pressl, A., 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 48, 5:25-34.
170. Lareau, S., Champagne, R., Gilbert, E., Vandenberg, G., 2004. Rapport sur les missions d'évaluation de la technologie danoise pour l'élevage en eau douce des salmonidés.
171. Latremouille, D.N., 2003. Fin erosion in aquaculture and natural environments. *Reviews in Fisheries Science*, 11: 315-335.
172. Lavenant, M., de la Pomélie, C., Paquotte, P., 1995. Aquaculture en système clos: estimation des coûts de production pour l'élevage du bar et du turbot. *Cah. Options Méditerranéennes* 14, 149-168.
173. Lefebvre, S., 2000. Les cycles de l'azote et du phosphore dans un système aquacole intégré poisson-phytoplanctonbivalve : Etudes expérimentales et modélisations. Thèse de doctorat de l'université de Nantes, Nantes, France, 223 p.
174. Lemarié, G., Martin, J. L. M., Dutto G., Garidou, C., 1998. Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquatic Living Resources*, 11: 247-254.
175. Lemarié, G., Dosdat, A., Covès, D., Dutto, G., Gasset, E., and Person-Le Ruyet, J. 2004. Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture*, 229: 479-491.
176. Léonard, N. 2000. Recherche et élimination des facteurs inhibiteurs de croissance dans les élevages piscicoles en circuit fermé. Thèse de doctorat de l'université de Montpellier 2. Montpellier, France, 165 p.
177. Léonard, N., Blancheton, J.P., Guiraud, J.P., 2000. Populations of heterotrophic bacteria in an experimental recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 22: 109-120.
178. Liao, P., 1970. Pollution potential of salmonids fish hatcheries. *Water sewage works*, 117, 291-297.
179. Liao, P., Mayo, R., 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture*, 3: 61-85.
180. Liénard, A., Boutin, C., Esser, D., 1990. Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In : *Constructed Wetland in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control n°11)*. P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press, 183-192.
181. Liltvedt, H., Vethe, O., 1990. Behandling av slam fra settefiskanlegg. NIVA-Rapport, O-86085. ISBN 82-577-1708-8. 17 pp. (In Norwegian).
182. Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Wang, T.W., 2002a. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 169-184.
183. Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., 2002b. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture.
184. Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., 2003. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. *Environmental Pollution*, 123 (1): 107-113.
185. Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Chang, Y.F., Chen, Y.M., Shih, K.C., 2005. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environmental Pollution*, 134: 411-421
186. Lorsordo, T.M., Westeman, P.W., 1994. An analysis of biological, economic, and engineering factors affecting the cost of fish production in recirculating aquaculture systems. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24: 193-203.
187. Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., Gersberg, R.M., 2001. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 18: 157-171.
188. MacMillan, J.R., Huddleston, T., Woolley, M., Fothergill, K., 2003. Best management practice development to minimize environmental impact from large flow-through trout farms. *Aquaculture*, 226: 91-99.
189. Maillard, V.M., Boardman, G.D., Nyland, J.E., Kuhn, D.D., 2005. Water quality and sludge characterisation at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering*, 33: 271-284.

190. Mäkinen, T., Ruohonen, K., 1990. The effect of rearing density on the growth of Finnish rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792). *Journal of Applied Ichthyology*, 6: 193-203.
191. Malone, R.F., 2002. Engineering for a responsible aquaculture with focus on growout facilities for commodity finfish. In: Creswell, R.L., Flos, R. (Eds.), *Perspectives on Responsible Aquaculture for the New Millennium*, World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA/The European Aquaculture Society, Oostende, Belgium, 94-111.
192. Manthe, D.P., Malone, R.F., Kumar, S., 1984. Limiting factors associated with nitrification in closed blue crab shedding systems. *Aquacultural Engineering*, 3: 119-140.
193. Maroni, K., 2000. Monitoring and regulation of marine aquaculture in Norway. *Journal of Applied Ichthyology*, 16: 192-195.
194. Michael, J.H. 2003. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture*, 226: 213-225.
195. Miller, Semmens, 2002. *Waste Management in Aquaculture*. Aquaculture Information Series.
196. Mitsch, W.J., Gosselink, G.J., 1993. *Wetlands*, 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York, pp722.
197. Molle, P., 2003. *Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore*. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, Montpellier, France, 267 p.
198. Mozes, N., Haddas, I., Conijeski, D., Eshchar, M., 2004. The Low-Head Mega-Flow air driven Recirculating system - minimizing biological and operational risks. *Proc. Aquacult. Eur. Conf.*, Barcelona, Spain, 598-599.
199. Mozes, N., Eshchar, M., Conijeski, D., Fediuk, M., Ashkenazy, A., Milanez, F., 2002. "Marine Water Recirculating Systems in Israël –Performance, Production Cost Analysis and Rationale for Desert Conditions" pp 404-413. In T. Rakestraw, L. Douglas and G. Flick (Eds). *Proceeding of the Fourth International Conference on Recirculating Aquaculture*, July 18-21 2002, Roanoke, Virginia, USA.
200. Müller, V., 2000. Betriebssicherheit von Pflanzenkläranlagen. *Wasserwirtsch. Wassertech.* 5 (2000), pp. 32–34.
201. Muller-Feuga, A., 1998. Growth as a function of rationing : a model applicable to fish and microalgae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236: 1-13.
202. Naylor, S., Brisson, J., Labelle, M.A., Drizo, A., Comeau, Y., 2003. Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrat. *Water Science and Technology*, 48: 215-222
203. Naylor, R.L., Goldberg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405: 1017-1024.
204. Neori, A., Ragg, N.L.C., Shpigel, M., 1998. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. *Aquacultural Engineering*, 17: 215-239.
205. Neori, A., Shpigel, M., Ben-Ezra, D., 2000. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture*, 186: 279-291.
206. Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231: 361-391.
207. Neralla, S., Weaver, R.W., Lesikar, B.J., Persyn, R.A., 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 75: 19-25.
208. Nijhof, M., Bovendeur, J., 1990. Fixed film nitrification characteristics in sea-water recirculation fish culture systems. *Aquaculture*, 87: 133-143.
209. NRCS, 1991. Technical requirements of agricultural wastewater treatment. National Bulletin No. 210-1-17. National Resource Conservation Service, United States Department of Agriculture, Washington, DC, USA.

210. Olsen, R.J., 1981. Differential photoinhibition of marine nitrifying bacteria: a possible mechanism for the formation of the primary nitrite maximum. *Journal of Marine Research*, 39: 227-238.
211. Olson, K.R., Fromm P.O., 1971. Excretion of urea by two teleosts exposed to different concentrations of ambient ammonia. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 40: 999-1007
212. Otte, G., Rosenthal, H., 1979. Management of closed brackish-water system for high density fish culture by biological and chemical water treatment. *Aquaculture*, 18: 169-181.
213. Pagand, P., 1999. Traitement des effluents piscicoles marins par lagunage à haut rendement algal. Thèse de doctorat de l'université de Montpellier 1, Montpellier, France, 220 p.
214. Panella, S., Cignini, I., Battilotti, M., Falcucci, M., Hull, V., Milone, N., Monfrinotti, M., Mulas, G.A., Pipornetti, G., Tancioni, L., Cataudella, S., 1999. Ecodepuration Performances of a Small-Scale Experimental Constructed Wetland System Treating and Recycling Intensive Aquaculture Wastewater. *Tempos in science and nature: structures, relations, and complexity. ann. n.y. acad. sci.* 879: 427-431.
215. Papatryphon, E., Petit, J., Van der Werf, H.M.G., 2004a. The development of Life Cycle Assessment for the evaluation of rainbow trout farming in France. *Proceedings of the 4th International Conference on: Life Cycle Assessment in the Agri-feed sector. 6-8 October 2003, Horsens, Denmark*, 73-80.
216. Papatryphon, E., Petit, J., Kaushik, S.J., Van Der Werf, H.M.G. 2004b. Environmental impact assessment of salmonid feeds using life cycle assessment (LCA). *Ambio*, 33, 6, 316-323.
217. Papatryphon, E., Petit J., Hayo, V., Kaushik, S.J., Claver, K., 2005. Nutrient balance modelling as a tool for environmental management in aquaculture: The case of trout farming in France. *Journal of Environmental Management*, 35: 161-174.
218. Pardue, J.H., DeLaune, R.D., Patrick, W.H., Nyman, Jr J.A., 1994. Treatment of alligator farm wastewater using land application. *Aquacultural Engineering*, 13: 129-145.
219. Patterson, R.N., Watts, K.C., 2003. Micro-particles in recirculating aquaculture systems: microscopic examination of particles. *Aquacultural Engineering*, 28: 115-130.
220. Pedersen, L.C., 1987. Energy budget for juvenile rainbow trout at various oxygen concentrations. *Aquaculture*, 62: 289-298.
221. Pelis, R.M., McCormick S.D., 2003. Fin development in stream- and hatchery-reared Atlantic Salmon. *Aquaculture*, 220: 525-536.
222. Person-Le Ruyet, J., Le Bayon, N., Gros, S., 2007. How to assess fin damage in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*? *Aquatic Living Resources*, 20 (2), 191-195.
223. Philippi, L.S., da Costa, R.H.R., Sezerino, P.H., 1999. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*, 40 (3): 125-131.
224. Phillips, M.J., Beveridge, M., 1986. Cages and the effect on water condition. *Fish farmer, Mai-juin 1986*: 17-19.
225. Piedrahita, R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226: 35-44.
226. Piedrahita, R.H., Fitzsimmons, K., Zachritz, W.H.II., Brockway, C., 1996. Evaluation and improvements of solids removal systems for aquaculture. *Aquaculture Engineering Society. Proceedings II: Successes and failures in commercial recirculating aquaculture conf., Roanoke, VA (USA), 19-21 Jul., 1: 141-150.*
227. Pierce, R.H., Weeks, J.M., Prappas, J.M., 1993. Nitrate toxicity to five species of marine fish. *Journal of World Aquaculture Society*, 24(1): 105-107
228. Pillay, T.V.R., 1992. *Aquaculture and the environment*. Fishing News Books. Oxford. UK.
229. Piper, R.G., Mc Elwain, I.B., Orme, L.E., Mc Craren, J.P., Fowler, L.G., Leonard, J.R., 1982. *Fish hatchery management*. U.S. Fish and Wildlife service, Washington, DC, 517 pp.
230. Platzer, C., 1998. Entwicklung eines Benmessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. *Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 6. Dissertation, Technische Universität Berlin*, 187 pp.
231. Platzer, C., 1999. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, 40 (3): 257-263.

232. Platzer, C., Mauch, K., 1997. Soil clogging in vertical flow reed beds mechanisms, parameters, consequences and solutions? *Water Science and Technology*, 35 (5): 175-181.
233. Poxton, M.G., Allouse, S.B., 1981. Water quality criteria for marine fisheries. *Aquacultural Engineering*, 1: 153-191.
234. Pré Consultants, 1997. SimaPro 2 method. In: Database Manual. Pré Consultants B.V., Amersfoort, The Netherlands, 65 pp.
235. Ramnarine, I.W., Piriet, J.M., Johnstone, A.D.F., Smith, G.W., 1987. The influence of ration size and feeding frequency on ammonia excretion by juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua*. *L. Journal of Fish Biology*, 31: 545-559.
236. Randall, D.J., Wright, P.A. 1989. The interaction between carbon dioxide and ammonia excretion and water pH in fish. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 2936-2942.
237. Redding, T., Todd, S., Midlen, A., 1997. The treatment of aquaculture Wastewaters – a botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50: 283-299.
238. Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., 1995. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill, New York, NY.
239. Robin, J., Cravedi, J.P., Hillenweck, A., Deshayes, C., Vallod, D., 2006. Off flavor characterization and origin in French trout farming. *Aquaculture*, 260: 128-138.
240. Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2006. The wastes from marine fish production systems : characterization, minimization, treatment and valorization. *World aquaculture*, 37, 3, 28-35, 70.
241. Roque d'Orbcastel, E., Person-Le-Ruyet, J., Le Bayon, N., Blancheton, J.P., ____a. Comparative growth and welfare in rainbow trout reared in recirculating and flow through rearing systems. *Soumise à Aquacultural Engineering*.
242. Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Belaud, A., ____b. Trout farming in recirculation : rainbow trout performance and system documentation. *Soumise à Aquacultural Engineering*.
243. Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Boujard, T., Aubin, J., Moutonnet, Y., Przybyla, C., Belaud, A., 2008. Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture*, 274: 72-79.
244. Rusten, B., Hem, L.J. and Odegaard, H., 1995. Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Wat. Environ. Res.* 67 (1) : 8-16.
245. Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., Lygren, E., 2006. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34 (3): 322-331.
246. Schlegel, H.G., 1985. *Allgemeine Mikrobiologie*. 6. überarbeitete Aufl. Thieme, Stuttgart, New York, 634 pp.
247. Schuenhoff, A., Shpigel, M., Lupatsch, I., Ashkenazi, A., Msuya, F.E. Neori, A., 2003. A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. *Aquaculture*, 221: 167-181.
248. Schuster, C., Stelz, H., 1998. Reduction in the make-up water in semi-closed recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 17: 167-174.
249. Schulz, C., Gelbrecht, J., Rennert, B., 2002. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, 217: 207-221.
250. Schulz, C., Gelbrecht, J., Rennert, B., 2004a. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetlands. *Aquaculture Europe 2004 Book of extended abstracts and short communications*, European Aquaculture Society Special Publication, 34: 733-734.
251. Schulz, C., Gelbrecht, J., Rennert, B., 2004b. Constructed wetlands with free water surface for treatment of aquaculture effluents. *Journal of Applied Ichthyology*, 20: 64-70.
252. Schwartz, M.F., Boyd, C., 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *The progressive fish-culturist*, 57: 255-266.
253. Seppala, J., Silvenius, F., Gronroos, J., Makinen, T., Silvo, K., Storhammar, E., 2001. *Rainbow trout production and the Environment*. Finnish Environmental Institute, Helsinki, 164 pp. (In Finnish; abstract, tables and figures in English).
254. Shpigel, M., Neori, A., 1996. The integrated culture of seaweed abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems. I. Proportion of size and projected revenues. *Aquacultural Engineering*, 15: 313-326.

255. Shpigel, M., Neori, A., Gordin, H., 1991. Oyster and clam production in the outflow water of marine fish aquaculture ponds in Israel. *European Aquaculture Society Special Publication*, 14.
256. Shpigel, M., Neori, A., Popper, D.M., 1993. A proposed model for "environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture*, 117: 115-128.
257. Sindilariu, P.D., Schulz, C., Reiter, R., 2007. Treatment of flow through trout aquaculture effluents in a constructed wetland. *Aquaculture*, 270, 92-104.
258. Spies, A., Wegener, M., Chamala, S., Beeton, R., 2002. Estimating Environmental Impact from Poultry Production in Brazil using LCA. *Proc. Third Australian Conference on Life Cycle Assessment, Australia. 15-17 July. ALCAS. 1-11.*
259. Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14: 799-801.
260. Stober, J., O'Connor, J.T., Brazos, B.J., 1997. Winter and spring evaluations of a wetland for tertiary wastewater treatment. *Water Environmental Research*, 69, 5pp
261. Summerfelt, S.T., Bebak-Williams, J., Tsukuda, S., 2002. Controlled Systems: water reuse and recirculation. In: Wedemeyer, G. (Ed.), *Fish Hatchery Management*, second ed.. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
262. Summerfelt, S.T., Adler, P.R., Glenn, D.M., Kretschmann, R.N., 1999. Aquaculture sludge removal and stabilisation within created wetlands. *Aquacultural Engineering*, 19:, 81-92.
263. Tanner, C.C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P., 1995a. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands: I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Research*, 29: 17-26.
264. Tanner, C.C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P., 1995b. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands: II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 29: 27-34.
265. Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Upsdell, M.P., 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairywastewaters. *Water Research*, 32: 3046-3054.
266. Tarazona, J.V., Ortiz, J.A., Carbello, M., Munoz, M.J., 1993. Pollution generated by fish farms. A systems dynamics model. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2: 84-89.
267. Terai, H., Yoh, M., Saijo, Y., 1987. Denitrifying Activity and Population Growth of Denitrifying Bacteria in Lake Fukami-Ike. *Japanese Journal of Limnology RIZZA* 48, 3, 211-218.
268. Thurston, R.V., Russo, R.C., Vinogradov, G.A. 1981. Ammonia toxicity to fish. Effect of the pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environmental Science and Technology*, 15: 837-840.
269. Timmons, M.B., Losordo, T.M., 1994. *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering, Design and Management*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 333 pp.
270. Tomasso, J.R., 1994. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. *Reviews in Fisheries Science*, 2: 291-314
271. Troell, M., C. Halling, A. Neori, T. Chopin, A. H. Buschmann, N. Kautsky, C. Yarish 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture*, 226: 69-90.
272. True, B.J., Johnson, W., Chen, S., 2004. Reducing phosphorous discharge from flow-through aquaculture facilities, I. facility and affluent characterization. *Aquacultural Engineering*, 32(1): 129-144
273. Turnbull, J.F., Bell, A., Adams, C.E., Bron, J., Huntingford, F.A., 2005. Stocking density and welfare of cage farmed Atlantic salmon: application of a multivariate analysis. *Aquaculture*, 243, 121-132.
274. Twarowska, J.G., Westerman, P.W., Losordo, T.M., 1997. Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production System. *Aquacultural Engineering*, 16(31): 133-147.
275. US EPA, 1998. Update of ambient water quality criteria for ammonia. EPA 822-R-98-008, 148 p
276. US EPA, 2000. Manual on Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010.

277. Van Rijn, 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture - A review. *Aquaculture*, 139: 181-201.
278. Van Rijn, J., Rivera, G., 1990. Aerobic and anaerobic biotiltration in an aquaculture unit- Nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. *Aquacultural Engineering*, 9: 217-234.
279. Varadi, L., 2000. Responsible Management of inland waters for fisheries and aquaculture. In: Creswell, R.L., Flos, R. (Eds.), *Perspectives on Responsible Aquaculture for the New Millennium*, World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA/The European Aquaculture Society, Oostende, Belgium, 125-141.
280. Von Felde, K., Kunst, S., 1997. N- and COD-removal in vertical-flow systems. *Water Science and Technology*, 35 (5): 79-85.
281. Vymazal, J., 2005. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. In *Nutrient management in agricultural watersheds: a wetlands solution, 2005*, Wageningen Academic Publishers.
282. Wajsbrodt, N., Gasith, A., Krom, M.D., Popper, D.M. 1991. Acute toxicity of ammonia to juvenile gilthead seabream *Sparus aurata* under reduced oxygen level. *Aquaculture*, 92: 277-288.
283. Warrer-Hansen, I., 1982. Methods of treatment of waste water from trout farming, in Report of the EIFAC Workshop on Fish-Farming Effluents, Silkeborg, Denmark (Alabaster), EIFAC Technical Paper 41, 113-166.
284. Wallace, J.C., Kolbeinshavn, A., Reisnes, T.G., 1988. The effects of stocking density on early growth in Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *Aquaculture*, 73: 101-110.
285. Watten, B.J., Sibrell, P.L., 2006. Comparative performance of fixed-film biological filters: Application of reactor theory. *Aquacultural Engineering*, 34: 198-213.
286. Westerman, P.W., Hinshaw, J.M., Barker, J.C., 1993. Trout manure characterization and nitrogen mineralization rate, 35-43. In Wang, J.K., eds. *Techniques for modern aquaculture*, American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, Michigan.
287. Wetzel, R.G., 1983. *Limnology*. Saunders college publishing. Orlando, Florida, 255-297.
288. Willett, I.R., Jakobsen, P., 1986. Fertilizing properties of trout farm waste. *Agricultural wastes*, 17: 7-13.
289. Wood, E.D., Armstrong, F.A.J., Richards, F.A., 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium copper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol.*, 47: 23-31
290. Wong, K.B., Piedrahita, R.H., 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. *Aquacultural Engineering*, 21, 233-246.
291. Wong, K.B., Piedrahita, R.H., 2003. Prototype Testing of the Apparatus for Settleable Solids In-raceway Separation (ASSIST). *Aquacultural Engineering*, 27 (4): 273-293.
292. Ziegler, F., Hansson, P.A., 2003. Emissions from fuel combustion in Swedish cod fishery. *J. Cl. Prod.* 11 : 303-314. In : Ziegler, F., 2006. *Environmental Life Cycle Assessment of seafood products from capture fisheries. Thesis. Göteborg university, Faculty of science, 50 pp.*

Annexe 1 – Liste des publications et communications orales

➤ *Publications et articles acceptés*

- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Boujard, T., Aubin, J., Moutounet, Y., Przybyla, C., Belaud, A., 2008. Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture*, 274, 72-79.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2007. Case Study: Murgat. Chapter 8. In: *Manual on effluent treatment in aquaculture: Science and Practice* pp 105-121.
- Roque d'Orbcastel, E., Ceruti, L., Blancheton, J.P., 2007. IBGN Study: Murgat. Chapter 9. In: *Manual on effluent treatment in aquaculture: Science and Practice* pp 123-130.
- Blancheton, J.P., Piedrahita, R.H., Eding, E.H., Roque d'orbcastel, E., Lemarié, G., Bergheim, A., Fivelstad, S., 2007. Intensification of landbased aquaculture production in single pass and reuse systems. Chapter 2. In *Aquaculture engineering and environment*.
- Roque d'Orbcastel E., Blancheton, J.P., 2006. The wastes from marine fish production systems: characterization, minimization, treatment and valorization. *World aquaculture*, 37, 3, 28-35, 70.
- Roque d'Orbcastel, E., Sauzade, D., Ravoux, G., Covès, D., 2004. Guide méthodologique pour l'élaboration des dossiers de demande d'autorisation d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) en matière de pisciculture marine pour la région Corse. R.S.T. DEL/PAC/04-05.

➤ *Publications et articles soumis*

- Roque d'Orbcastel, E., Person-Le-Ruyet, J., Le Bayon, N., Blancheton, J.P., ----a. Comparative growth and welfare in rainbow trout reared in re-circulating and flow through rearing systems. *Soumise à Aquacultural Engineering*.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Belaud, A., ----b. Trout farming in recirculation: rainbow trout performance and system documentation. *Soumise à Aquacultural Engineering*.
- Sammouth, S., Roque d'Orbcastel, E., Gasset, E., Lemarié, G., Breuil, G., Marino, G., Fivelstad, S., Coeurdacier, J.L., Blancheton, J.P., ----. Effect of stocking density on seabass (*Dicentrarchus labrax*) performance in a recirculating system. *Soumise à Aquaculture*.
- Roque d'Orbcastel, E., Triplet, S., Marino, G., Breuil, G., Lemarié, G., Dutto, G., Blancheton, J.P., ----. Effect of stocking density on seabass (*Dicentrarchus labrax*) performance in a flow through system. *Soumise à Aquaculture*.

➤ *Interventions*

- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2007. Murgat case story, Aquaetreat project. Meeting final du projet européen Aquaetreat, Barcelone, Espagne, 29-30 octobre 2007.

- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2007. Pilote de production de truites en système recirculé. *1^{ères} Journées de la recherche filière piscicole*, Paris, France, 3-4 juillet, 2007.
- Blancheton, J.P., Roque d'Orbcastel, E., 2007. Le projet Aquaetreat : fonctionnement des marais construits pour traiter les surnageants issus de la concentration des boues. *1^{ères} Journées de la recherche filière piscicole* Paris, France, 3-4 juillet, 2007.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2007. *Journées du SFAM 2007*, Montpellier, ♥ 15-03-2007.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Murgat, V., Murgat, L., 2006. Treatment system in place at the Murgat trout farm. Short training course on *Improvement and innovation of aquaculture effluent treatment technology, freshwater fish farming with water recirculation*, Billund, Danemark, November 28-29, 2006.
- Blancheton, J.P., Roque d'Orbcastel, E., 2006. Projets Aquaetreat et Pilote en recirculation. Forum thématique. « *Aujourd'hui l'aquaculture et la pêche professionnelle* », *Rencontres interprofessionnelles Lyon 2006*, Lyon, France, 28-29 septembre, 2006.
- Blancheton, J.P., Roque d'Orbcastel, E., 2006. Treatment systems at Murgat farm. *Workshop Aquaetreat Rencontres interprofessionnelles Lyon 2006*, Lyon, France, 28-29 septembre, 2006.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., Przybyla, C., Moutounet, Y., Boujard, T., 2006. Fish farm effluent treatment and valorisation : comparison between two methods of waste evaluation. *Aqua 2006: Linking tradition & technology highest quality for the consumer, International conference Aquaculture Europe 2006 & World Aquaculture 2006*, Firenze, Italy, May 9-13, 2006. World aquaculture society and European aquaculture society (CD-ROM)
- Blancheton J.P., Roque d'Orbcastel, E. 2006. Présentation du projet de traitement des rejets d'un système d'élevage en recirculation dans une ferme de production de truite (Aquaetreat). *Journées du SFAM 2006*, Montpellier, France, 16 mars, 2006.



Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm

Emmanuelle Roque d'Orbcastel^{a,*}, Jean-Paul Blancheton^{a,*}, Thierry Boujard^b, Joël Aubin^c, Yves Moutounet^d, Cyrille Przybyla^a, Alain Belaud^e

^a IFREMER, Station d'Aquaculture Expérimentale, Laboratoire de Recherche Piscicole de Méditerranée, Chemin de Maguelone, 34250 Palavas-les-Flots, France

^b INRA, Unité mixte INRA/IFREMER, Equipe Nutrition Aquaculture et Environnement, Station INRA, 64310 Saint Pée sur Nivelle, France

^c INRA, UMR SAS, Equipe Fields, 65 rue de St Briec, 35 042 Rennes cedex, France

^d BIOMAR S.A., Z.I. de Nersac, 16440 Nersac, France

^e ENSAT, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse, Avenue de l'Agrobiopole, Auzeville Tolosane, 31326 Castanet Tolosan, France

Received 12 October 2006; received in revised form 29 October 2007; accepted 30 October 2007

Abstract

European water legislation enforces increasingly restrictive measures with regards to reduction of water consumption and waste emission in order to minimise the potential environmental impact of the agro industry sector. Fish farms are particularly concerned, but legislation covering effluent discharge varies significantly from country to country. However, recommendations and directives from institutional, national or regional bodies suggest the enforcement of increasingly strict waste reduction measures and the development of waste treatment. Before treatment, it is necessary to evaluate waste production in terms of composition and quantity. The waste quantification methods used today for fish culture systems are either based on direct measurements of nutrient and suspended solid fluxes or on indirect evaluation based on the digestibility coefficients of the feed constituents. The objective of the present study is to evaluate the waste of a freshwater flow through farm using both approaches and to discuss their applicability, drawbacks and advantages from the viewpoints of fish farmers and control authorities. Waste production on the farm was monitored during several 24 hour cycles in order to characterise the effluents of the system. The predictions and measurements for the total nitrogen (TN) parameter were well correlated, but measured and predicted suspended solids (SS) and total phosphorus (TP) values presented a weaker correlation coefficient. The hydrobiological method gives details on the N and P forms of waste but this method is heavy and it is difficult to obtain representative samples and flow rate measurements. The nutritional method is the simplest to use, provided that feed data are available. © 2007 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Waste; Trout farm; Suspended solids; Nitrogen; Phosphorus

1. Introduction

There are large differences in aquaculture regulations, in waste control and water quality survey methods and in legislation between European countries. In most countries, water quality is monitored by competent authorities and/or by self-monitoring (Fernandes et al., 2000; Bergheim and Brinker, 2003). Most countries have environmental quality standards mainly in relation to water quality and nutrient release. Some,

such as Ireland or Norway, have brought in farming limitations based on a maximal stocking density or a maximal yearly feed quantity (Maroni, 2000). The aim of the EC Water Framework Directive (2000/60) is to develop a sustainable policy for environmental protection and especially, to homogenize all the directives or Community decisions adopted since 1975 on the fight against pollution and on the definition of water quality standards. Countries must progressively reduce polluted water emissions and develop monitoring programs with a view to improving water quality before 2015.

Concerning fish farm waste regulations, one may distinguish two different approaches: one based on a maximal authorized feed quantity; the other on maximal authorized emissions in the

* Corresponding authors. Tel.: +33 4 67 13 04 12; fax: +33 4 67 13 04 58.
E-mail addresses: Emmanuelle.Roque@ifremer.fr (E. Roque d'Orbcastel), Jean.Paul.Blancheton@ifremer.fr (J.-P. Blancheton).

recipient ecosystem. In Denmark for example, the Danish decree (2002, November, 8th) fixed: (1) a maximal authorized annual feed quantity for freshwater farms, reduced or increased depending on water abundance and natural quantity and on the effluent treatment system, and (2) feed composition (energy, N, P and ash). A limit has been set on the tonnage of total nitrogen and phosphorous released into marine waters also (Pedersen, 1999). In France, the “polluter payer” principle implies that fish farmers must pay a tax to the regional water agencies. The payment is calculated on annual feed quantity and suspended solids (SS), nitrogen (N) and phosphorous (P) fluxes, with global emission coefficients obtained from feed digestibility determinations. Fish farm effluents are also regulated by the French ICPE legislation (Classified Installations for the Protection of the Environment).¹ This concerns fresh water farms and seawater farms with annual production above 10 metric tons and 20 tons respectively. The key element of this legislation is the environmental impact assessment, in which waste quantification is required, and its impact evaluated. Therefore, in view of water legislation changes, fish waste characterisation and quantification are both key elements for fish farm operations and their waste monitoring and treatment.

For this purpose one may consider the particularities and origin of the wastes. Typically, fish waste is characterised by its high level of dilution when compared to other animal production or industrial wastewaters. The wastes first originate from the partial intake by fish or the partial digestibility of feed. When feed is metabolised by fish for energy and growth (including gamete production), as the efficiency of any biological reaction is less than 100%, some catabolites are produced in solid and soluble forms. Solid wastes, comprising faecal matter, constitute a more or less compact settable material. Their chemical composition (C, N, P) and physical characteristics (size, density, water content...) depend on the feed composition and on the fish (species, phase of development). Large variations in nutrient utilisation by fish have been reported, depending on the type of nutrient (Kaushik, 1998). In addition to solids, faeces contain water and dissolved substances, mainly phosphorus and calcium. Fish also excrete soluble compounds through the gills and kidneys. When lipid and carbohydrate degradation produce CO₂ and water, protein degradation mainly produces ammonia (NH₃ and NH₄⁺), representing 80 to 90% of the soluble nitrogen excreted, with the balance being excreted mostly as urea. For most of the fish, nitrogen excretion represents 50 to 70% of the nitrogen intake (Dosdat 1992a,b; Dosdat et al., 1996; Company et al., 1999). The main soluble phosphorus waste is orthophosphate (PO₄³⁻), representing only about 20% of the phosphorus intake (Dosdat et al., 1996).

According to these characteristics, two different methods are used for fish culture systems: (1) a direct method, measuring dissolved and suspended matter in situ fluxes released by the

farm, based on a hydrobiological approach and (2) an indirect evaluation, based on a nutritional approach, using defined feed amounts and appropriate digestibility coefficients (Jatteau, 1999).

In France, an expert panel² was appointed by the authorities to review the current strategies for evaluation of fish farm wastes (Papatryphon et al., 2005). It was agreed that the method currently in use in France (Fauré, 1983) was not accurate enough and therefore should be replaced. This method uses the following equations to calculate waste production from salmonids:

- (1) NH₄ (kg d⁻¹) = $K \cdot \alpha \cdot A$, where K is a coefficient taking into account the number of previous water utilization (n) with $K = 0.8 + 0.2 \cdot n$, A is the daily quantity of feed distributed (kg d⁻¹), and α the NH₄ production rate.
- (2) SS (kg d⁻¹) = $(1 - Kd) (33 \cdot IC - 20) \cdot A / 100$, where Kd is the fish farm decantation coefficient and IC is the feed conversion ratio.
- (3) TP (kg d⁻¹) = $0.0048 \cdot A$.

The expert panel recommended a nutrient-balance model based on work by Cho et al. (1991), Cho and Bureau (1998) and Kaushik (1980, 1998). They carried out an initial validation of the model using data collected in 19 farms (self-monitoring data and punctual measurements). This approach is based on the evaluation of the fish waste production through the digestibility of the distributed feed: waste production is given by the difference between the quantity of nutrient ingested and the part kept by the fish for its body gain.

The hydrobiological approach is based on the water flow rates and concentrations measured at the inlet and the outlet of the fish farm. Dissolved and particulate fluxes are calculated by subtracting the inlet flow from the outlet flow (Liao, 1970 and Liao and Mayo, 1974). Several studies were carried out (Fauré, 1983; Tarazona et al., 1993; Kelly et al., 1994; Lemarié et al., 1998), but the results were established for few fish species and feed compositions, while composition and digestibility coefficients change over time.

Boujard et al. (1999) compared the results of waste evaluation using the nutritional and hydrobiological approaches on several rainbow trout breeding tanks. Nutrient concentrations and flow rate measurements were carried out two times, during two consecutive days, with water sampling and flow rate measurements every 2 hours. Water sampling and flow rate measurements methods are not described in the publication. Good correlations between measured and predicted values were found, but they found that the predicted values were always underestimated. Papatryphon et al. (2005) compared values predicted by a nutrient-balance model with fluxes calculated from nutrient concentrations measured in the recipient river. The water flow rates and nutrient concentrations were not

¹ Law No. 76-663 of July 19, 1976 with its decree of application No. 77-1133 of September 21, 1977. ICPE law has been codified in 2000 by the Environmental Code; the law is now abrogated and Book V Title 1st of the Environmental Code is the reference.

² Including scientists and representatives from (1) the French National Institute for Agricultural Research (INRA), the French Research Institute for the Exploitation of the Sea (IFREMER), (2) the feed manufacturing sectors, (3) the French Aquaculture Federation (FFA) and the Inter-Professional Committee of Aquaculture Products (CIPA).

directly measured during the study but were collected from farmers or water agency records. They found a good correlation, but a tendency to overestimate the predicted NH_4^+ and P values.

This approaches raise the problem of (1) synchronization between nutrient concentrations and flow rate measurements and (2) the accuracy of the water flow rates and nutrient concentration measurements, which are the two key elements to evaluate waste fluxes.

In this study, in order to optimise the accuracy on the mass balance evaluation, our approach consisted in simultaneous measurements of nutrient concentrations and flow rates, 4 times during 24 h periods, using the same methodology and measurements devices located at the same sampling spots. Continuous data acquisition equipment was used in order to optimise the precision of the measurements.

The first objective of our study was to compare the nutrient fluxes obtained using both current approaches in order to evaluate the waste produced by a whole flow through farm, with continuous sampling during several 24 hour periods in order to characterise the daily waste fluxes.

The second objective was to discuss the applicability of both waste evaluation approaches for the fish farmers and control authorities, as tools for the waste quantification which is required in the French ICPE legislation.

2. Materials and methods

The investigation took place in 2005–2006 on the on-growing unit of the Charles Murgat SA trout farm, located at Beaurepaire in south east France. The

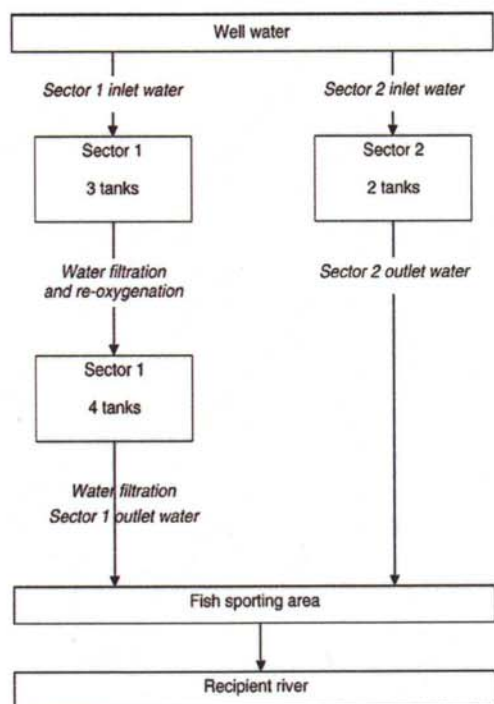


Fig. 1. The growing sector of the farm, divided into two sectors: sector 1 composed of 7 concrete tanks with 4 species reared and sector 2 composed of 2 concrete tanks with only rainbow trout species. Each sector is fed by its own well water.

Table 1

Fish extruded feed composition (%), theoretical nutrient digestibility coefficients (DC) (from Papatryphon et al., 2005) and calculated digestibility coefficients (%) (Moutounet, *pers. comm.*)

	Mean feed composition (%)	Theoretical DC (%)	Calculated DC (%)
Moisture	8		
Protein	45	90	93
Lipids	27	95	96
Carbohydrate	10.1	60	75
Ash	6.7	50	
Fibre	1.4	0	
Phosphorus	0.9	50	
Energy (MJ kg ⁻¹)	21.2		

farm is operated using the flow through system and produces on average 600 tons of brook trout, brown trout, rainbow trout and arctic char per year, at a fish stocking density of around 58 kg m⁻³.

The on-growing unit is divided into two sectors (Fig. 1):

- sector 1 is composed of 7 concrete raceways (each 70*6*0.8 m), with 4 species reared from 50 g to more than 2000 g. Each tank is divided into batches, each comprising different species, at different sizes, corresponding to the market demand. During the studied period, 55 to 70% of the fish weighed around 200 g and the average feed conversion ratio (FCR) was 0.85.

- sector 2 is composed of 2 concrete raceways, with only rainbow trout species (from 200 g to 1000 g.). The average weight of 50% of the population is around 500 g and the average FCR is 0.95.

Both sectors use very high quality, constant temperature well water (around 10 °C during the period). The first three tanks of sector 1 are fed with a well water flow rate varying from 600 l s⁻¹ up to 2000 l s⁻¹, corresponding to a water renewal rate of between 200% and 600% per hour in the tanks. After a first use, the rearing water is filtered through a mechanical filter, oxygenated, and reused in the four following tanks of the sector 1. Each tank is equipped with several aerators in order to keep the oxygen concentration above 5 mg O₂ l⁻¹ in the tank outlet. The effluent of that sector is filtered with another drum filter before being released into the river through a sport fishing area. The two tanks of sector 2 are fed with the same well water, with a flow rate varying around 500 l s⁻¹.

In this study the wastes produced by the two on-growing units (sectors 1 and 2) of the farm were evaluated using the hydrobiological and the nutritional methods.

2.1. The "hydrobiological" method

The hydrobiological method is based on water sampling and flow rate measurements. In order to optimise the accuracy of the flow rate measurement, it was decided to measure the water velocity in the tanks which are easily accessible, have a well defined cross section) and a more homogeneous hydraulic regime than the water inlet and outlet channels. Four 24 h sampling periods were performed on sectors 1 and 2 between January and March 2006, the last one only on sector 1 (sector 2 was not sampled because of important fishing events). The sampling

Table 2

Biomass in tanks, daily feed quantities, average feeding rates and FCR of the farm during the different sampling series (last series only includes the sector 1 results; sector 2 was not sampled because of too important fishing events)

Date	Biomass (kg)	Daily feed (kg d ⁻¹)	Average feeding rate (%)	Average FCR (kg kg ⁻¹)
25–26.01.2006	177449	1314	0.74	0.88
07–08.02.2006	174412	1333	0.76	0.87
22–23.02.2006	178571	1568	0.88	0.88
07–08.03.2006	130643	1012	0.84	0.77

Table 3

Daily waste production of the whole farm, predicted according to the nutritional method and measured in situ with the hydrobiological method, expressed in kg d^{-1} and g kg^{-1} feed delivered. d^{-1}

Parameter	Measured mean fluxes ($\text{kg d}^{-1} \pm \text{S.D.}$)	Predicted mean fluxes ($\text{kg d}^{-1} \pm \text{S.D.}$)	Cemagref calculated values ($\text{kg d}^{-1} \pm \text{S.D.}$)	Measured mean fluxes (g kg^{-1} feed $\text{d}^{-1} \pm \text{S.D.}$)	Predicted mean fluxes (g kg^{-1} feed $\text{d}^{-1} \pm \text{S.D.}$)
Suspended solids	317.8±165.7	206.5±20.7	136.3±14.1	226.2±117.9	147.0±0.2
Total nitrogen	54.1±10	59.8±6.0		38.5±7.1	42.6±0.4
Particulate nitrogen	11.8±3.4	10.1±1.0		8.4±2.4	7.2±0.0
Ammonia nitrogen	31.6±7.5	39.7±4.0	36.4±3.7	22.5±5.3	28.3±0.3
Urea nitrogen	10.7±2.5	–		7.6±1.8	–
Total phosphorus	13.6±3.5	6.3±0.6	6.7±0.7	9.7±2.5	4.5±0.1
Particulate phosphorus	9.6±3.6	–		6.8±2.6	–
Orthophosphate-P	4.0±0.2	–		2.8±0.1	–

period was fixed for 24 h because the feeding ratio is stable over a period of two days. The inlet and the outlet waters of the two sectors were sampled by ISCO 6712 automatic sampler over 24 h, with a frequency of one sample every 30 min in order to follow the daily fluctuations of waste concentrations linked to the feeding periods (Hennessy et al., 1996). Water samples were stored 24 h at 4 °C before analysis. In water samples, dissolved N and P, particulate-N and total-P and suspended solids concentrations were measured.

Dissolved N and P were measured by spectrophotometry, after filtration on Whatman GF/C filters. $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, urea-N, $\text{PO}_4\text{-P}$ were analysed using an Alliance Instruments Evolution II, after AFNOR method (NF T 90-015) described by Solorzano (1969) and the ISO method (6777-1984 F) described by Benschneider and Robinson (1952) respectively. $\text{NO}_3\text{-N}$ was measured with a Technicon® Autoanalyzer II, after a nitrite reduction on a cadmium-copper column (Wood et al., 1967).

Particulate-N was obtained after a CHN analysis and total-P by using a colorimetric method NFENISO11885 (after mineralisation). Total-N was calculated by adding the nitrogenous compound concentrations. Suspended solid (SS) concentrations were determined after GF/C filtration (NFEN872).

During the sampling periods, the water flow rates were measured with a bottom mounted Argonaut-shallow water Doppler current meter (Huhta and Ward, 2003). This current meter provides a vertically integrated velocity measurement (4 points of measurement in the water column). The water flow rates were measured in the 9 tanks of the farm, which constitute the two sectors, with a frequency of one sample every 15 s. The current meter was placed on the bottom of the tanks and moved at different distances of the vertical walls (every 50 cm) during the 24 hour period. These measures enabled calculation of the average water flow rate of the farm. The effluent (dissolved, particulate and SS) fluxes produced by the fishes during the 24 hour period were calculated by subtraction of inlet fluxes from outlet fluxes.

Temperature, oxygen, pH and redox were also controlled with a Consort multi-parameter analyser.

2.2. The “nutritional” method

Fish farm effluent production was calculated with the nutrient-balance model developed by Papatryphon et al. (2005). This model is based on feed utilisation by the fish. Waste fluxes are calculated by removing the part retained by the fish (biomass production and body composition), from the part ingested by the fish.

Total effluents include solid and dissolved effluents, with solid effluents as the undigested part of the feed (calculated with the nutrient digestibility coefficients (Guillaume et al., 1999)), and dissolved effluents as the rest. The total-SS are calculated by adding the faecal SS, equivalent to the non digested feed (proteins, lipids, carbohydrates, ash and fibres) and the SS from uneaten feed. In this method, the following equations are used to calculate N, P and SS waste production:

$$(1) \text{ Total nitrogen} = \text{solid nitrogen} + \text{dissolved nitrogen}$$

$$\text{Solid N} = \text{Faecal N} + \text{Uneaten N}$$

$$\text{Faecal N} = [(\text{DF} - (\text{DF} * \% \text{UF})) * (\% \text{protein}/6.25) * (100 - \text{DC})\%]$$

$$\text{Uneaten N} = (\text{DF} * \% \text{UF}) * (\% \text{protein}/6.25)$$

With: DF=distributed feed, UF=uneaten feed, % protein=proportion of protein in feed, DC=digestibility coefficient

Dissolved N=consumed N–faecal N–digested part of N

Consumed N=DF–(DF*%UF)]*(%protein/6.25)

Digested part N=DF*BN/FCR

With BN=Whole fish body N content=0.0256–0.0272 g/g of body weight (Papatryphon et al., 2005); FCR=Feed Conversion Ratio. The dissolved NH_4N is calculated with an 80% coefficient corresponding to the proportion of NH_4N in total dissolved N excretion (Papatryphon et al., 2005).

Similar equations with appropriate coefficients are used to evaluate P wastes: the proportion of phosphorus in feed composition and the whole fish body P content of 0.004 g/g of body weight (Papatryphon et al., 2005).

$$(2) \text{ Total SS} = \text{faecal SS} + \text{uneaten feed SS}$$

Faecal SS=Non digested proteins+Non digested lipids+Non digested carbohydrates+Non digested ash+Non digested fibres=[(DF–(DF*%UF)]* \sum [% nutrient * (100–DC)%]

$$\text{Uneaten feed SS} = (\text{DF} * \% \text{UF}) * (\% \text{ dry matter in feed})$$

The digestibility coefficients (DC) were those proposed by Papatryphon et al., 2005 (Table 1); protein and lipid digestibility coefficients were compared to the digestibility coefficient measured by the manufacturer.

Fish were fed twice a day around 1% of the standing stock per day, with two different feed origins according to the fish size. The average feed composition is presented on Table 1. Fish were fed partly automatically, partly manually, up to satiety. The daily feed quantity distributed manually was determined from feeding tables by a computerised distribution system. The complementary quantity distributed manually up to satiety was also registered. This feeding method allowed avoiding uneaten feed. Tank biomass was evaluated from the biometrics every other week (average weight on 50 fish, for each batch) and enabled calculation of the FCR. Body nutrient

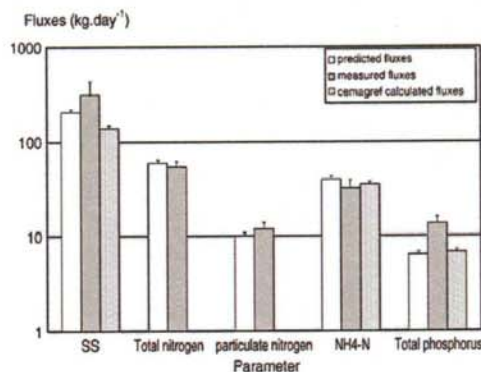


Fig. 2. Predicted (nutritional method and CEMAGREF method) and measured fluxes of the farm, expressed in kg per day, with a logarithmic scale.

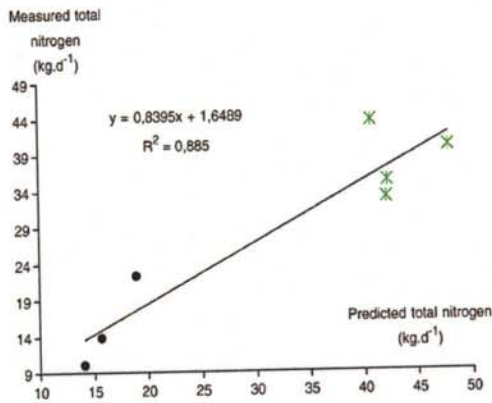


Fig. 3. Comparison of the total-N measured values and the total-N predicted values, in the two different areas of the farm (sector 1 values are represented with green stars, sector 2 values with black points). The measured values are obtained from the hydrobiological method, the predicted values from the nutritional method. Total-N is the total-N flux produced by the farm during a day, expressed in kg per day. R^2 is the correlation factor.

contents were set on 26 g N kg⁻¹ of body weight and 4 g P kg⁻¹ of body weight (Papaptryphon et al., 2005).

3. Results

Daily feed rate and tank biomass were stable during the studied period. The biological data are presented in Table 2. The water flow rate of the whole farm fluctuated around 1336.7 ± 210.81 s⁻¹ (average daily flow rates of 820, 840, 1030 and 857 l s⁻¹ on sector 1, during the four 24 hour periods respectively, and 400, 370 and 550 l s⁻¹ on sector 2, during the three 24 hour periods). 168 samples were treated.

The daily waste fluxes of the farm, predicted with the nutritional method, the CEMAGREF method and measured with the hydrobiological method are presented in Table 3, with corresponding values expressed as fluxes per kg feed. These data correspond to the waste produced by a standing stock of 132 tons of fish (average value during the studied period).

The daily average flux of total-N, measured using the hydrobiological method is 54.1 ± 10 kg d⁻¹, when the predicted value is 59.82 ± 6.01 kg d⁻¹.

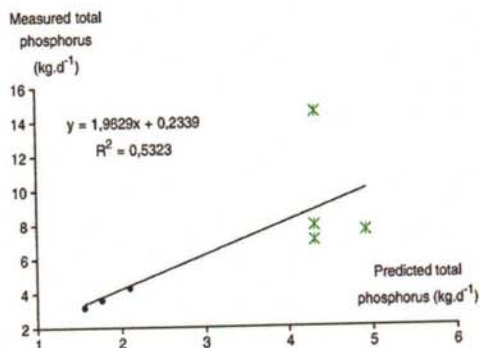


Fig. 4. Comparison of the total-P measured values and the total-P predicted values, in the two different areas of the farm (sector 1 values are represented with green stars, sector 2 values with black points). The measured values are obtained with the hydrobiological method, the predicted values with the nutritional method. Total-P is the total-P flux produced by the farm during a day, expressed in kg per day. R^2 is the correlation factor.

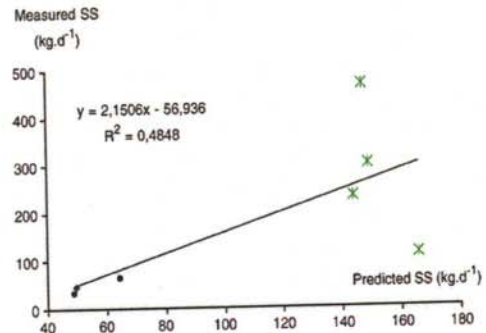


Fig. 5. Comparison of the total suspended solid measured values and the total suspended solid predicted values, in the two different areas of the farm (sector 1 values are represented with green stars, sector 2 values with black points). The measured values are obtained with the hydrobiological method, the predicted values with the nutritional method. TSS is the total suspended solid flux produced by the farm during a day, expressed in kg per day. R^2 is the correlation factor.

The measured daily flux of total-P is 13.6 ± 3.5 kg d⁻¹, almost twice the predicted value: 6.33 ± 0.61 kg d⁻¹. The measured daily flux of SS is 317.8 ± 165.7 kg d⁻¹ compared to a predicted value of 206.48 ± 20.67 kg d⁻¹. The measured fluxes of particulate-N, NH₄-N and urea-N are respectively 11.8 ± 3.4, 31.6 ± 7.5 and 10.7 ± 2.5 kg d⁻¹ and the particulate-P and PO₄-P fluxes produced by the fish are 9.6 ± 3.6 and 4.0 ± 0.2 kg d⁻¹ (Table 3).

Using the CEMAGREF method (Fauré, 1983), NH₄-N, TP and SS fluxes of the farm are 36.4 ± 3.7, 6.7 ± 0.7, and 136.3 ± 14.1 kg d⁻¹ respectively (Table 3).

Variance of the predicted and measured fluxes represents the variability of the fluxes between each 24 hour period. Fig. 2 presents a comparison between predicted and measured fluxes.

Figs. 3–5 show the relation between measured and predicted TN, TP and SS. The measured and predicted TN values are well correlated with $r^2 = 0.88$ whereas the correlation coefficients between measured and predicted TP and SS values are weaker (0.53 and 0.48 respectively).

The hydrobiological method provides detailed information on the different forms of nitrogen and phosphorous fluxes; 21% of nitrogen wastes are in the particulate form, 59% are NH₄-N and 20% urea-N. 68.8% of the phosphorous wastes are in the particulate form and 31.2% are dissolved PO₄-P.

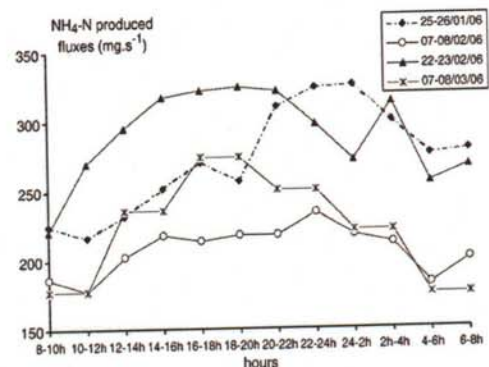


Fig. 6. Daily fluctuations of the NH₄-N produced by the farm (sectors 1 and 2), for 3 different 24 hour sampling periods (1: 25–26.01.2006; 2: 07–08.02.2006; 3: 22–23.02.2006) and produced by the sector 1 only for the last date (06–07.03.06). The NH₄-N fluxes are expressed in mg per second.

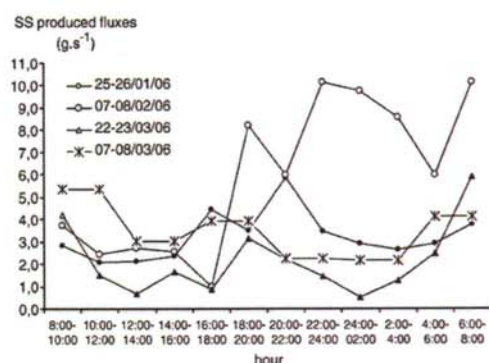


Fig. 7. Daily fluctuations of the total suspended solids produced by the farm, for the first 3 24 hour sampling periods (1: 25–26.01.2006; 2: 07–08.02.2006; 3: 22–23.02.2006) and produced by the sector 1 for the last date (06–07.03.06). The TSS fluxes are expressed in g per second.

Concerning the daily fluctuations, $\text{NH}_4\text{-N}$ flux profiles (Fig. 6) show higher values during the day and decrease in the night. In spite of a slight $\text{NH}_4\text{-N}$ increase 4–6 h after the morning feed distribution, the two daily feed distributions seem to reduce the postprandial excretion peak. SS daily fluxes show higher fluctuations (Fig. 7). There is a time lag between $\text{NH}_4\text{-N}$ and SS fluxes: SS transit seems to be slower than excretion. The concentrations of other substances are lower and more stable during the day.

4. Discussion and conclusion

The CEMAGREF method gives lower SS value than the nutritional method and the measured value (Table 3 and Fig. 2). This can be explained by excessive variation coefficients of the results of this model, which is not statistically acceptable for the SS (Jatteau, 1999), and by important daily SS fluctuations (Fig. 7). The predicted daily flux of total-P calculated using the nutritional method is quite similar to the CEMAGREF estimation and lower than the measured value. The $\text{NH}_4\text{-N}$ fluxes calculated with the three methods are in the same order of magnitude. Even if the CEMAGREF method gives consistent results, this method is only based on the daily quantity of feed distributed and do not take into account the feed composition or the digestibility coefficients, while they are currently drastically improved. In fact, metabolic wastes can be minimised by modifying the digestibility, the energetic density and friability of the feed ingredients (Cho and Bureau, 1997; Kaushik, 1998; Roque d'Orbecastel and Blancheton, 2006). MacMillan et al. (2003) attributed 40% of the P effluent reduction of flow through trout farms, during the past 15 years, to management improvements, such as feeding practices, low-P (0.9%) feed use and frequent tank cleanings (quiescent zone management).

In our study, the total annual waste production estimated with the nutritional method, expressed per metric ton of fish standing stock, were 147.5 kg for solids, 40.8 kg for N, and 8.7 kg for P, lower than those reported by Axler et al. (1997) and by Bureau et al. (2003) for salmonid farms (Table 4).

Concerning the comparison between the nutritional method and the hydrobiological method results, predicted and measured

N waste fluxes are quite similar: the predictions and measurements are well correlated ($r^2=0.88$), with predictions a bit higher than measurements. For the TP and SS parameters, the predicted and measured fluxes are less correlated (r^2 of 0.53 and 0.48 respectively), with measurements higher than predictions. The physical properties of solid wastes, subject to decantation as well as re-suspension, can explain part of the differences. According to Boujard et al. (1999) and Papatryphon et al. (2005), N, P and SS are sometimes underestimated by the hydrobiological method because of sampling difficulties and sample preservation difficulties, and sometimes overestimated, because of solid re-suspension (due to fishing, tank cleaning or hydrology). They can also be under or overestimated by the nutritional method, depending on the digestibility coefficients and the precision of ingested feed quantities.

Boujard et al. (1999) compared the results of waste evaluation with the nutritional and the hydrobiological methods (two consecutive 24 hour periods, with samples taken every 2 h, on 4 rainbow trout tanks). They found a global balance of nitrogenous wastes of 50–65 g N kg feed⁻¹ and 9–16 g P kg feed⁻¹ for the phosphorous corresponding value, a bit higher than those found during the present study. In their study, they defined the waste as the fraction of the nutrients which are not retained by the fish, including also the uneaten feed (Boujard, pers. comm.). The lower quantities that we measured using the hydrobiological method (38.5 ± 7.1 of total-N g kg⁻¹ feed and 9.7 ± 2.5 of total-P), could be explained by better feed management on the Murgat farm which results in almost no uneaten feed. They shown also a good correlation between predicted and measured N values, with $r^2=0.85$, higher than the correlation factor for P values of 0.67. According to the authors, the wastes measured with the hydrobiological method were underestimated but comparable to the calculated values. They attributed this underestimation to the settleable characteristic of the suspended solids.

Papatryphon et al. (2005) compared the predicted values with NH_4^+ , TP and SS concentrations measurements in the recipient river. They found waste prediction values well correlated with the measured values, but the trend was an overestimation of predicted NH_4^+ and P values, that the authors explained by a probable degradation of NH_4^+ in the samples through nitrification processes. Some observed concentrations in SS were higher than predictions, certainly due to the highly

Table 4

Total annual waste production of the farm calculated with the nutritional method, in comparison with values reported by Axler et al. (1997) and Bureau et al. (2003), expressed per metric ton of fish

Parameter	Calculated values (kg ton ⁻¹ of fish produced)	Axler et al. (1997) values (kg ton ⁻¹ of fish produced)	Bureau et al. (2003) values (kg ton ⁻¹ of fish produced)
Suspended solids	147.5	289–839	240–318
Total nitrogen	40.8	47–87	47–71
Total phosphorus	8.7	4.8–18.7	7.5–15.2

variable solid transport in aquaculture raceways (solids decantation or re-suspension), which depends on the farm management and/or environmental variability such as high flow rate. Maillard et al. (2005) observed higher TSS concentrations during harvesting and feeding events (fish agitation) of different raceway system trout farms.

Both methods present drawbacks and advantages. The hydrobiological method is interesting because it gives details on the different forms of N and P in the wastes (Boujard et al., 1999). The results obtained in this study are comparable to those of previous studies: (Braaten, 1991; Heinen et al., 1996; True et al., 2004) reported that over 85% of N was in dissolved form and 40–85% of P in solid form. Boujard et al. (1999) found that for 1 kg of dry feed (80–93 g of N and 12–21 g of P) similar results for the N waste proportions (73% of the nitrogen was released, with 78% in $\text{NH}_4\text{-N}$ form) but opposite for the P wastes (87% of the phosphorus was released with 60% in dissolved form (mainly $\text{PO}_4\text{-P}$)).

Using the hydrobiological method, we observed important daily $\text{NH}_4\text{-N}$ and SS fluxes fluctuations (Fig. 8). In fact, fish farm wastes are highly fluctuating: daily variations depending on feeding time and farm management (fishing, sorting...); annual variations depending on the fish biomass and distributed feed. For example, NH_4 waste increases after the feeding time, with a maximum around 6 h after feeding, depending on species, feed and feeding ratio and feeding several times a day contributes to decrease the waste daily fluctuation (Dosdat et al., 1996; Jatteau, 1999). SS fluxes increase during the feeding period because of fish motion and may also increase after digestion (after Guillaume et al., 1999, ingested feed stays in the gut of 250–500 g fishes during about 10 h after ingestion).

Representative samples of the waste produced by the farm cannot be obtained if the number of samples is decreased (Boujard et al., 1999; Cho and Bureau, 1997; Jatteau, 1999). Several sampling periods have to be implemented simultaneously in the inlet and outlet of the farm in order to get representative results. Sampling must be done carefully, especially because of the solid matter properties. The AFNOR-NFT90-105 recommends a sample of a minimum volume of 500 ml (for fresh water). The samples have to be

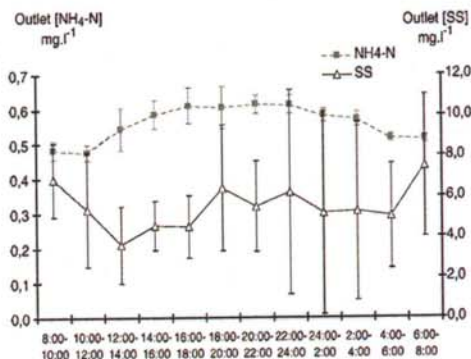


Fig. 8. Averaged suspended solid and $\text{NH}_4\text{-N}$ outlet concentrations (with standard deviations), measured at the outlet point of the farm, during four different 24 hour sampling periods. The concentrations are expressed in mg per litre.

preserved because of the possibility of nutrient transformation through leaching and bacterial activity.

For the hydrobiological method, the main difficulty is the water flow rate measurement, a key point for the flux evaluation but difficult even with a precision equipment. From one tank to another, even if the geometry is the same, the measured flow rate varies by 20%. From one day to another, the variation of the flow rate measurement could be around 35%. The difficulty in evaluating the water flow rate makes current waste control validity questionable. Environmental monitoring is based on the use of indicators, such as the maximum SS, BOD, NH_4 concentrations in the recipient ecosystem. As fluxes are calculated with concentration and flow rate, it seems to be difficult to properly control the correlation between the measured and the predicted values at the farm outlet (with their own uncertainties) as recorded by the farmer in the environmental assessment.

The hydrobiological method appears to be too heavy and costly for regular use as part of the waste quantification and self-monitoring processes required under the ICPE legislation.

In comparison, the nutritional method is easier and quicker, and a rather inexpensive way to predict fish waste production. Using the theoretical digestibility coefficients (Papatryphon et al., 2005) and feed composition given by the manufacturer, or the measured digestibility coefficients (for proteins and lipids) and feed composition, the nutritional method gave different solid waste evaluation. With the theoretical protein, lipid and carbohydrate coefficients and theoretical feed composition, the SS predicted emissions are 88.5 tons/year whereas with measured coefficients, the model gives 69.3 tons/year. So the feed composition and the digestibility coefficients used in the model can lead to more than 20% variation in the solid waste evaluation.

Even if the hydrobiological and nutritional methods do not allow one to precisely anticipate waste production, both provide interesting orders of magnitude; the nutritional method is the simplest for the fish farmers to evaluate the waste produced by their farm, although it requires precise information (especially on feed composition, ingested feed quantity and digestibility coefficients are available).

If it is established that waste emissions can be reduced at the fish level (Cho and Bureau, 1997; Kaushik, 1998; Roque d'Orbcastel and Blancheton, 2006; MacMillan et al., 2003), waste also has to be reduced at the system level through the use of well designed waste treatment systems. The design of the treatment systems also requires good knowledge of the waste production process especially because the economic feasibility of aquaculture waste treatment has not yet been demonstrated in most of the situations.

Acknowledgements

We would like to extend our sincere thanks to Vincent and Laurent Murgat and all the farm team for their collaboration their permanent kindness and availability and the Palavas team for their support, especially Gilbert Dutto for his interesting technical comments. We also acknowledge Professor Puy Lim for reviewing this article and for its helpful suggestions.

References

- Axler, R.P., Tikkanen, C., Henneck, J., Schuldt, J., McDonald, M.E., 1997. Characteristics of effluent and sludge from two commercial rainbow trout farms in Minnesota. *Prog. Fish-Cult.* 59, 161–172.
- Benschneider, K., Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in seawater. *J. Mar. Res.* 11, 87–96.
- Bergheim, A., Brinker, A., 2003. Effluent treatment for flow through systems and European environmental regulations. *Aquac. Eng.* 27, 61–77.
- Boujard, T., Vallée, F., Vachot, C., 1999. Evaluation des rejets d'origine nutritionnelle de truiticultures par la méthode des bilans, comparaison avec les flux sortants. Dossier de l'environnement, INRA (Eds), 26, 32–35.
- Braaten, B., 1991. Impact of pollution from aquaculture in six Nordic countries. Release of nutrients, effects, and wastewater treatment. In: De Pauw, N., Joyce, J.N. (Eds.), *Aquaculture and the Environment*. European Aquaculture Society Publication 16, Ghent, Belgium, pp. 79–101.
- Bureau, D.P., Gunther, S.J., Cho, C.Y., 2003. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. *N. Am. J. Aquacult.* 65, 33–38.
- Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feedings. *Prog. Fish-Cult.* 59, 155–160.
- Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1998. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Proc. of the 3rd International Symposium on Nutritional Strategies and Management of Aquaculture Waste*. *Aquat. Living Resour.*, 11, pp. 199–210.
- Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R., Yoshida, H.K., 1991. Quantification of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets. Nutritional strategies and aquaculture waste. In: Cowey, C.B., Cho, C.Y. (Eds.), *Proceedings of the 1st International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste*, Guelph, Ontario, Canada.
- Company, R., Caldach-giner, J.A., Perez-sanchez, J., Kaushik, S.J., 1999. Protein sparing effect of lipids in common dentex (*Dentex Dentex*): a comparative study with sea bream (*Sparus aurata*) and sea bass (*Dicentrarchus Labrax*). *Aquat. Living Resour.* 12, 23–30.
- Dosdat, A., 1992a. L'excrétion chez les poissons téléostéens I. Azote. *Piscic. Fr.* 108, 25–37.
- Dosdat, A., 1992b. L'excrétion chez les poissons téléostéens II. Le Phosphore. *Piscic. Fr.* 109, 18–28.
- Dosdat, A., Servais, F., Métailler, R., Huelvan, C., Desbruyères, E., 1996. Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture* 141, 107–127.
- Fauré, A., 1983. *Salmoniculture et Environnement*. Evaluation de la pollution rejetée par les salmonicultures intensives, vol 1. CEMAGREF, Bordeaux, France. Etude n°16, 71 pp.
- Fernandes, T.F., Miller, K.L., Reard, P.A., 2000. Monitoring and regulation of marine aquaculture in Europe. *J. Appl. Ichthyol.* 16, 138–143.
- Guillaume, J., Kaushik, S., Bergot, P., Métailler, R., 1999. Bases de la nutrition des animaux aquatiques: physiologie digestive et digestibilité des nutriments. *Nutrition et alimentation des poissons et crustacés*. INRA-IFREMER, pp. 71–75. 489 pp.
- Heinen, J.M., Hankins, J.A., Adler, P.R., 1996. Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher energy or a lower energy diet. *Aquac. Res.* 27, 699–710.
- Hennessy, M.M., Wilson, L., Struthers, W., Kelly, L.A., 1996. Waste loadings from two freshwater atlantic salmon juvenile farms in Scotland. *Water, Air and Soil Pollution* 86, 235–249.
- Huhta, C., Ward, C.J., 2003. Flow measurements using an upward-looking Argonaut-SW Doppler current meter. *IEEE/OES Seventh Working Conference on Current Measurement Technology*, San Diego, CA, March 10–13, 2003, Proceedings.
- Jatteau, P., 1999. Quantification des flux polluants. In: Petit, Jean (Ed.), *Aquaculture et environnement*, tome 1, aspects techniques et économiques. INRA, Paris, pp. 74–87.
- Kaushik, S.J., 1980. Influence of nutritional status on the daily patterns of nitrogen excretion in the carp (*Cyprinus carpio L.*) and the rainbow trout (*Salmo gairdneri R.*). *Reprod. Nutr. Develop.* 20 (6), 1751.
- Kaushik, S.J., 1998. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non salmonids. *Aquat. Living Resour.* 11, 211–217.
- Kelly, L.A., Bergheim, A., Hennessy, M.M., 1994. Predicting output of ammonium from fish farms. *Wat. Res.* 28 (6), 1403–1405.
- Lemarié, G., Martin, J.L.M., Dutto, G., Garidou, C., 1998. Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquat. Living Resour.* 11, 247–254.
- Liao, P., 1970. Pollution potential of salmonids fish hatcheries. *Water Sewage Works* 117, 291–297.
- Liao, P., Mayo, R., 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture* 3, 61–85.
- MacMillan, J.R., Huddleston, T., Woolley, M., Fothergill, K., 2003. Best management practice development to minimize environmental impact from large flow-through trout farms. *Aquaculture* 226, 91–99.
- Maillard, V.M., Boardman, G.D., Nyland, J.E., Kuhn, D.D., 2005. Water quality and sludge characterisation at raceway-system trout farms. *Aquac. Eng.* 33, 271–284.
- Maroni, K., 2000. Monitoring and regulation of marine aquaculture in Norway. *J. Appl. Ichthyol.* 16, 192–195.
- Papatryphon, E., Petit, J., Hayo, V., Kaushik, S.J., Claver, K., 2005. Nutrient-balance modelling as a tool for environmental management in aquaculture: the case of trout farming in France. *Env. Managem.* 35 (2), 161–174.
- Pedersen, P.B., 1999. Monitoring and regulation of marine aquaculture in Denmark. *J. Appl. Ichthyol.* 16, 144–147.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.P., 2006. The wastes from marine fish production systems: characterization, minimization, treatment and valorization. *World Aquaculture* 37 (3), 28–35 70.
- Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14, 799–801.
- Tarazona, J.V., Ortiz, J.A., Carbello, M., Munoz, M.J., 1993. Pollution generated by fish farms. A systems dynamics model. *Fresenius Environmental Bulletin* 2, 84–89.
- True, B., Johnson, W., Chen, S., 2004. Reducing phosphorous discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterisation. *Aquac. Eng.* 32, 129–144.
- Wood, E.D., Armstrong, F.A.J., Richards, F.A., 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium cooper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol.* 47, 23–31.

Annexe 3 – Photographies du système de traitement des rejets solides de la pisciculture en circuit ouvert (MURGAT SAS)



Épaisseur conique (décanteur I) immergé ; épaisseur conique non immergé ; Décanteur II



Raceway divisé en trois compartiments pour la construction de trois marais ; plant de *Typha sp*



Marais construit horizontal : 2 mois après plantation

Marais horizontal : 5 mois après plantation

Annexe 4 – Données brutes sur l'efficacité du traitement des rejets solides et dissous par les marais construits

	MES	N-NH ₄	P-PO ₄	N-Urée	N-NO ₂	N-NO ₃
Moyennes des rendements d'abattements du marais horizontal (g j⁻¹)						
23/05/2006	3290,0	-27,5	7,7	0,9	0,0	0,0
12/07/2006	2041,7	-306,7	-34,9	0,5	1,8	0,1
26/07/2006	375,2	-255,8	-29,9	0,3	7,2	0,7
04/10/2006	-283,3	-596,5	-48,9	1,0	4,1	27,0
18/10/2006	34177,1	-548,5	-51,2	1,4	2,2	0,1
21/11/2006	861,6	350,2	42,7	-0,1	0,0	-0,1
04/12/2006	11304,4	-237,5	-70,1	0,6	2,6	0,0
18/12/2006	1657,5	-615,3	-151,6	0,6	3,0	31,0
08/01/2007	975,3	-24,7	4,9	0,3	0,0	0,0
24/01/2007	2909,7	-302,9	-101,4	0,9	7,1	5,9
13/02/2007	2712,1	-391,9	-59,8	1,3	3,1	22,0
28/02/2007	744,8	-246,1	-51,3	0,4	1,1	23,2
06/03/2007	826,4	-112,0	-31,1	0,6	4,1	20,2
23/03/2007	791,8	-422,5	16,9	1,0	3,2	13,0
05/04/2007	20911,1	-302,1	-41,9	-0,1	3,0	11,9
14/05/2007	10904,1	-140,2	11,5	0,5		
28/06/2007	23399,8	-369,2	-10,0	1,9	0,0	0,1
12/07/2007	1257,3	-95,9	-23,9	1,6	0,0	0,0
Moyennes des rendements d'abattements du marais vertical (g j⁻¹)						
23/05/2006	2638,9	-68,1	-5,1	0,2	0,0	0,2
12/07/2006	1985,5	-366,5	-31,3	0,8	1,8	-0,2
26/07/2006	542,3	-802,4	-5,1	0,0	7,2	0,0
04/10/2006	890,1	-510,1	-53,5	1,1	4,1	27,1
18/10/2006	34507,3	-218,9	-24,4	1,5	2,1	0,3
21/11/2006	1113,0	523,3	55,3	-0,1	0,0	-0,1
04/12/2006	11884,1	-29,7	-21,7	0,5	2,6	0,0
18/12/2006	1213,7	-107,6	-44,3	0,5	3,0	30,2
08/01/2007	940,0	149,9	47,3	0,1	0,0	0,2
24/01/2007	3125,3	-48,5	-15,6	0,4	7,0	3,7
13/02/2007	3388,9	-21,1	-22,1	1,1	3,1	22,1
28/02/2007	936,3	-64,0	-30,0	0,4	1,1	23,2
06/03/2007	1620,8	-113,4	-21,5	0,7	4,1	11,7
23/03/2007	2292,1	-33,1	0,1	1,0	2,5	-7,9
05/04/2007	22812,2	-57,5	-12,6	0,6	3,0	11,6
14/05/2007	10811,8	-109,5	20,6	0,3	-0,3	-2,9
28/06/2007	23518,5	-434,8	-6,6	1,6	-0,4	-12,0
12/07/2007	959,3	-118,2	9,4	1,5	-0,7	-1,4

Annexe 5 – Photographies du système d'élevage piscicole en recirculation



Zone d'élevage



Pompes airlift



Zone de sédimentation (cônes)



Filtre biologique à lit fluidisé