



Traitement du fouling sur les cordes mytilicoles Utilisation de l'eau de Javel



*Pien S. Goetz O. & Basuyaux O., 2011
SMEL / CE- prod / 2011-02*

Numéro d'identification du rapport :

Diffusion : ~~libre~~ restreinte (Pas de diffusion Internet) ~~interdite~~

Version du document : définitive

Date de publication : Août 2011

Nombre de page : 32

Bibliographie : oui

Illustration(s) : oui

Validé par : O. Richard

Titre et sous titre du rapport :

Traitement du fouling sur les cordes mytilicoles - Utilisation de l'eau de Javel

Auteurs principaux :

Pien Sébastien, Goetz Olivier & Basuyaux Olivier

Organisme(s) et adresse(s) :**SMEL**

Maison du département
Route de Candol
Rond point de la liberté
50050 Saint Lô Cedex

Centre expérimental

ZAC de Blainville
50560 Blainville sur mer

Financement :

SMEL (70%) [84% CG50, 11% Chambres consulaires, 5 % communes adhérentes],
FEP (20%), CPER (10)

Sommaire

Introduction	1
1. Synthèse des connaissances	2
2-Influence de l'eau de javel sur la production d'un pieu.....	6
2.1- Estimation des quantités utilisées.....	7
2.2- Évaluation de l'intérêt de la pratique.....	7
2.2.1- Matériel et méthode	8
2.2.2- Résultats.....	8
2.2.3- Discussion	11
3-Étude écotoxicologique	12
3.1- Influence de l'eau de Javel sur les micro-algues	12
3.1.1- Matériels et Méthodes.....	12
3.1.1.1 – Souches utilisées	12
3.1.1.2 – Conditions de culture	12
3.1.1.3 – Mesures de l'absorbance	12
3.1.2- Résultats.....	13
3.1.2.1- Résultats sur la gamme large (13 au 16 Juillet 2009).....	13
3.1.2.2- Résultats sur la gamme resserrée (20 au 24 Juillet 2009).....	14
3.1.3 Discussion	15
3.2- Influence de l'eau de javel sur les larves d'oursins	16
3.2.1- Matériels et Méthodes.....	16
3.2.1.1- Conditionnement des géniteurs.....	16
3.2.1.2- Obtention d'œufs fécondées	16
3.2.1.3- Eau de javel	17
3.2.1.4 Mesures	17
3.2.2- Résultats.....	18
3.2.3- Discussion	19
3.3-Études in situ de la macrofaune du sol.....	19
3.3.1-Matériel et Méthodes	19
3.3.1.1-Échantillonnage	19
3.3.1.2-Contamination.....	20
3.3.1.3-Traitements des échantillons	20
3.3.2-Résultats.....	20
3.3.3-Discussion	21
4.Réglementation	22
Conclusion	24
Bibliographie	25
Annexes	28
Solutions utilisées.....	28
Résultats de l'étude <i>in situ</i> de la macrofaune du sol	29
Texte de lois.....	30

Introduction

Apparue au début des années 60, la mytiliculture Bas-Normande s'est développée extrêmement rapidement. La Basse Normandie est devenue la première région productrice de moules avec près de 38% de la production nationale mytilicole soit environ 23 550 tonnes en 2006 (données Ifremer), auxquelles il faut ajouter les 5 000 à 9 000 tonnes de moules de pêche dites « de Barfleur » (5 311 tonnes en 2006).

Les mytiliculteurs bas-normands pratiquent essentiellement l'élevage de moules sur bouchots ; une technique culturale sur pieu. La majeure partie des bouchots bas-normands se situe sur la côte ouest du cotentin de Granville à Pirou, ainsi que sur l'archipel de Chausey au large. Quelques producteurs sont également présents sur le secteur d'Utah Beach dans l'Est Cotentin ainsi qu'en baie des Veys où l'on pratique un élevage sur table. Les bouchots désignent des lignes de pieux d'environ 100 mètres et comprenant jusqu'à 125 pieux par lignes. Les lignes sont généralement doubles. Les pieux, mesurant de trois à six mètres de long sont souvent carrés et en bois exotique offrant ainsi une longévité plus importante que les pieux traditionnels. Les mytiliculteurs bas-normands s'approvisionnent en cordes de naissain (jeunes moules fixées sur des cordes de chanvre ou de coco) auprès des régions atlantiques où les conditions environnementales sont plus favorables au captage du naissain. Ces cordes sont disposées sur des chantiers sur une période d'un à cinq mois permettant ainsi au naissain de se développer. A partir du mois de juin-juillet, les cordes sont coupées et enroulées autour des pieux.

Le chlore est largement utilisé depuis la seconde guerre mondiale pour la désinfection des rejets urbains et comme agent antisalissure dans les centrales thermiques et nucléaires ainsi que pour l'entretien des cales et dans certaines exploitations aquacoles. Le chlore présente l'intérêt d'être bon marché et simple d'utilisation. Son pouvoir oxydant détruit les espèces visées mais touche également diverses espèces animales et végétales sensibles.

Un développement de macro-algues ; principalement des entéromorphes, peut être observé sur ces cordes à la fin du printemps. Depuis quelques années, la plupart des mytiliculteurs utilisent l'eau de Javel pour détruire cette flore associée. Toutefois cette pratique est susceptible de provoquer des perturbations pour l'environnement et pour la croissance de la moule.

1. Synthèse des connaissances

L'eau de Javel ou hypochlorite de sodium est un désinfectant généralement obtenu en faisant réagir du chlore sur de la soude caustique, il s'en suit la formation d'un composé chimique de formule NaClO . Les utilisations des eaux et extraits de Javel sont nombreuses en raison des caractères détachant, blanchissant, désinfectant et désodorisant de ces produits

L'eau de Javel se décompose dans l'eau en acide hypochloreux (HOCl), en ions hydroxyde (OH^-) et sodium (Na^+). L'acide hypochloreux se décompose en hypochlorite (OCl^-) et en ion hydrogène (H^+). L'acide hypochloreux et l'hypochlorite, lorsqu'ils sont déversés dans l'eau de mer, entraînent la formation de dérivés bromés et la libération d'ions chlorures. En présence d'ammoniac et de nitrates, on observe la formation de monochloramines qui est une molécule plus stable que l'eau de Javel ou que le chlore libre et qui, dans la plupart des cas, est plus toxique. Cela permet de maintenir l'activité bactéricide dans les stations d'épurations. Le chlore libre disparaît rapidement dans l'eau. La monochloramine a une demi-vie d'environ 25 heures dans l'eau de mer (Abarnou *et al.*, 1990). La demi-vie pour l'eau de Javel dans l'eau de mer est d'environ une heure, ce qui diminue le temps d'exposition, facteur très important dans l'estimation de ses effets sur l'environnement (Lopez-Galindo *et al.*, 2010). L'acide hypochlorique et les CBPs (Chlorination By-Products) ont un effet biocide en endommageant les membranes cellulaires, inhibant les activités enzymatiques et en affectant les régulations ioniques (Lopez-Galindo *et al.*, 2010). L'hypochlorite de sodium peut réagir avec des composés organiques (Acides humiques et fulviques) et produire des dérivés désinfectants comme les trihalométhanes réputés cancérigènes et d'AOX (Adsorbable Organic Halogen) (Scowanek *et al.*, 1996). Une chloration comprenant 1mg/L de chlore conduit à la formation de 25µL de chloroforme et de bromoforme qui sont deux molécules hautement toxiques pour l'homme et pour l'environnement (Abarnou *et al.*, 1990). Les composés chlorés sont des pro-oxydants qui pourraient affecter la défense oxydative des organismes exposés (Elia *et al.*, 2006).

La consommation d'eaux chlorées augmente le risque de cancer des voies intestinales et urinaires ainsi que des problèmes de fausses couches, de problèmes liés à la reproduction et au développement. Cela cause également des dommages à l'ADN humain des leucocytes et lymphocytes (Monarca *et al.* 2004).

L'eau de Javel est utilisée dans beaucoup d'endroits comme désinfectant. De ce fait, non seulement à fortes concentrations, elle peut décimer la flore bactérienne essentielle au maintien de l'écosystème mais également causée de fortes mutations chez ces organismes dont les effets à long terme sur l'écosystème n'ont pas encore été définis (Monarca *et al.*, 2004). A des concentrations de 0.13 ppm, elle réduit de 85 à 98 % la production bactérienne.

L'eau de Javel supprime l'activité photosynthétique des micro-algues à partir d'une concentration de 0.2 mg/L (Lopez-Galindo *et al.*, 2010), ce qui causerait l'arrêt de la production primaire de l'écosystème et perturberait toute la chaîne alimentaire.

La bibliographie ne montre que peu d'effets des rejets d'hypochlorite de sodium sur l'abondance du phytoplancton. Toutefois, une concentration de 0.2 mg/L de chlore supprime la photosynthèse du phytoplancton mais la toxicité varie en fonction de la température (du climat de la région) (Chuang, 2009). On observe également une diminution de 22 à 45 % des nanoflagellées hétérotrophes avec une concentration de 0.13 mg/L d'eau de Javel (Choi *et al.*, 2002). Par exemple, la microalgue *Dunaliella primolecta*, si elle est confrontée à des concentrations de 0.1 à 0.8 mg/L de chlore, diminue son activité photosynthétique et son absorption de phosphate ce qui induit une forte diminution de la teneur en ATP (Adénosine TriPhosphate, molécule de stockage de l'énergie) (Abarnou *et al.* 1990).

Une concentration de 0.1 mg/L de chlore diminue la production de phytoplancton de 71 %, ce phénomène peut s'accompagner d'une diminution de la richesse spécifique.

Le zooplancton en tant que consommateur de plancton est à la base du réseau trophique permettant le maintien de l'écosystème. Ce sont des organismes qui génèrent une énorme biomasse dans les océans et qui sont très sensibles aux polluants et sont souvent utilisés comme biomarqueurs. Ainsi des études montrent la toxicité de l'eau de Javel sur ces organismes que ce soit des rotifères (*Brachionus plicatilis*) (Lopez-Galindo *et al.*, 2010), des copépodes (*Eurytemora affinis*), des amphipodes (*Monoporeia affinis*) (Kankaanpää *et al.*, 1995) ou des branchiopodes (*Daphnia magna*) (Emmanuel *et al.*, 2004 ; Mattei *et al.*, 2006). Ces différents articles montrent que la toxicité varie en fonction de l'espèce et du temps de contamination. Les effets observés d'une contamination à l'eau de Javel sont une diminution de la survie, du taux de reproduction, de la taille de l'activité circadienne et de la mobilité. La diminution de l'activité pourrait s'expliquer par une action du contaminant sur le système nerveux central de l'animal et par une fuite de ce dernier dans le sédiment où les concentrations de polluants sont moindres. Des concentrations de l'ordre du mg/L sont suffisantes pour provoquer la mort de ces animaux dans les 24 heures.

L'épandage d'eau de Javel sur l'estran à marée basse affecterait selon toute vraisemblance majoritairement les espèces benthiques qui seront confrontées directement à cette chloration avant toute possibilité de dilution par l'eau de mer. Le bernard l'ermite (*Pagurus longicornis*) voit sa population diminuer de moitié après 96 heures à 0.25 mg/L pour l'adulte et 0,06 mg/L pour la larve. La population de homard américain (*Homarus americanus*) diminue de moitié après 48 heures d'exposition à 0,41 mg/L au premier stade de développement larvaire et après 48 heures d'exposition à 2,90 mg/L au dernier stade larvaire avant la phase adulte (Abarnou *et al.*, 1990).

Les crustacés inférieurs du type daphné ont une résistance à la contamination par les composés chlorés supérieurs à celles des décapodes.

Les polychètes confrontés aux rejets chlorés des stations d'épurations montrent une réduction du développement embryonnaire et une cytotoxicité apparente (Hutchinson *et al.*, 1998). L'eau de Javel via le peroxyde d'hydrogène semble augmenter la concentration intracellulaire de Ca^{2+} et inhiber l'agrégation cellulaire chez l'éponge (*Microciona prolifera*) (Philp *et al.*, 1997).

Les poissons bien qu'organismes capables de se déplacer et ainsi d'éviter les zones de contamination chimique sont la cible de contaminations dont ils ne ressentent pas forcément la présence ou dont les concentrations sont telles qu'ils en subissent les effets avant d'avoir pu fuir la zone concernée. En effet, le comportement de fuites des poissons est lié à leur capacité à détecter les pollutions. Une étude sur la truite arc en ciel (*Oncorhynchus mykiss*) montre qu'elles ne réagissent pas à des concentrations inférieures à 0.004 mg/L, qu'elles augmentent leurs activités jusqu'à 0.008 mg/L et qu'elles fuient à partir de 0.6 mg/L. Il existe toutefois une différence de sensibilité selon l'espèce, ce qui peut entraîner une modification de la richesse spécifique (Abarnou *et al.*, 1990).

Des concentrations de 0.2 et 0.5 mg/L provoquent la mort chez le juvénile de sole (*Solea solea*) après une exposition respective d'une journée et de deux heures. A de faibles concentrations, la mort survient après 7 jours d'exposition. Et même après seulement un jour d'exposition à 1 mg/L, des effets se font ressentir sur les paramètres du stress intracellulaire et de l'osmorégulation. Ces effets sont toutefois réversibles mais l'on peut observer des pathologies des branchies telles que l'hypertrophie et la fusion des lamelles branchiales (Lopez-Galindo, 2010). Une exposition de soles (*Solea solea*) provoque une augmentation des cellules à mucus. On observe également une diminution du taux d'hémoglobine et une diminution du transport de l'oxygène, ce qui peut causer une asphyxie (Abarnou *et al.*, 1990).

Chez les poissons une exposition entre 0.02 et 0.21 mg/L entraîne des lésions du tissu branchial, les cellules épithéliales apparaissent rugueuses et nécrotiques. Cela amène une fusion des lamelles branchiales. Les poissons développent également un comportement différent caractérisé par une nage erratique (Abarnou *et al.*, 1990).

Les effluents de papeterie industrielle induisent des lésions hépatiques chez le bar (*Dicentrarchus labrax*) et le poisson rouge (*Carassius auratus*). Le tissu hépatique est également la cible d'un fort stress oxydatif qui semble inhiber la reproduction chez le poisson rouge (Diniz *et al.*, 2011). La carpe voit sa capacité de détoxification saturée par les désinfectants et/ou les dérivés de ces désinfectants. En effet, les composés dérivés de l'hypochlorite de sodium possèdent un fort pouvoir oxydatif qui est nocif pour les organismes (Elia *et al.*, 2006).

Des concentrations de 2 mg/L sont létales pour des larves d'*Oryzias Javanicus* (Java medaka). La 96hL₅₀ (concentration létale pour 50% de la population près 96h de contamination) d'*O. javanicus* est de 0,19 mg/L (Anasco et al, 2008) et elle est de 0.55 mg/L pour *Orthrias angorae* (Gül et al., 2008).

De plus, l'eau de Javel provoque des dommages à l'ADN et aux chromosomes de la carpe commune (*Cyprinus carpio*) (Monarca et al, 2004).

Beaucoup d'études se sont basées sur les effets de l'hypochlorite de sodium sur les moules. En effet, elles ont tendance à proliférer dans les canalisations d'évacuation des centrales nucléaires et à gêner l'évacuation de l'eau. De plus, les moules sont une famille de mollusques présentes dans la plupart des écosystèmes marins et qui colonisent aisément les milieux. Ainsi des chercheurs ont pu mettre en évidence des lésions de l'ADN de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) causées par des dérivés chlorés issus de l'eau de Javel. Les composés chlorés auraient de forte affinité de liaisons avec l'ADN (Bolognesi et al., 2004 ; Monarca et al., 2004). Des concentrations sublétales d'eau de Javel provoquent des lésions branchiales chez la moule espagnole (*Mytilus galloprovincialis*) (Lopez-Galindo et al., 2010). Une étude approfondie de la fausse moule de Conrad (*Mytilopsis leucophaeata*) qui est une espèce plus résistante que la moule commune (*Mytilus edulis*) montre que la taille des moules est proportionnelle à leur résistance à l'hypochlorite de sodium, qu'elles sont plus sensibles en période de reproduction et que plus la température est élevée plus la mortalité des moules survient rapidement (Rajagopal et al., 2002). La moule (*Mytilus edulis*) diminue son taux de filtration et sa capacité reproductrice suite à une exposition à 0.2 mg/L de chlore. La production de byssus diminue de 50% après une exposition à 0.5 mg/L (Abarnou et al., 1990).

Il est toutefois important de noter que, dans la plupart des cas, ces études sont faites sur des individus présents dans un bac contenant une concentration fixe d'eau de Javel et que même si les concentrations y sont faibles, cela ne représente pas ce qui se passe suite à un épandage d'eau de Javel sur l'estran. L'épandage peut avoir un effet aigu beaucoup plus fort sur les moules fixés sur les cordes du fait de la forte concentration en chlore de ce dernier.

Les bivalves résistent généralement mieux aux contaminations du fait de leur capacité à s'isoler de leur environnement en fermant leurs valves. Par contre, certaines espèces d'huîtres (*Crassostrea virginica*) sont très sensibles à des concentrations faibles. Les larves des huîtres sont extrêmement sensibles aux très faibles concentrations (limite de tolérance de 0.001 mg/l pour 24 h d'exposition). Chez *Crassostrea virginica*, la mortalité des larves et la diminution de la fixation causée par la chloration des effluents entraînent une réduction du stock.

La chloration a des conséquences délétères sur la faune et la flore du milieu à des teneurs inférieures à 0.1 mg/l. Les jeunes stades sont plus sensibles car ils sont en pleine phase de développement et

de transformation et ne possèdent pas encore toutes les propriétés de l'adulte. Leur croissance est altérée et le risque de prédation est plus grand. Du fait des modifications physiologiques et anatomiques qu'ils développent, les adultes enregistrent les mêmes phénomènes à un moindre niveau, en fonction de la sensibilité de l'espèce. Il en résulte une réduction de la biomasse et de la richesse spécifique de l'écosystème touché. Cette transformation de l'écosystème est fonction de nombreux facteurs qui agissent entre eux (température, salinité pH...).

Suite à cette étude bibliographique sur l'effet de l'eau de Javel sur les espèces littorales, on peut suggérer une étude plus approfondie sur la mortalité et les modifications physiologiques que peuvent subir les individus fixés sur les cordes suite à cette pratique culturelle. On peut également songer à réduire les concentrations de chlore en période d'émission larvaire, ce qui permettrait un meilleur recrutement pour la plupart des espèces présentes sur le milieu. Malheureusement, la chloration répond à la prolifération végétale ayant lieu durant la période estivale, pendant laquelle beaucoup d'espèces se reproduisent (Abarnou *et al.*, 1990).

Tableau 1 : Récapitulatif des effets de l'eau de javel en fonction des espèces et de la concentration

Espèce	Dose	Effets	Référence
<i>Brachionus plicatilis</i>	1.23 mg/L	24-h LC ₅₀	Goldman <i>et al.</i> , 1978
<i>Brachionus plicatilis</i>	0.18 mg/L	48-h LC ₅₀	Goldman <i>et al.</i> , 1978
<i>Cyprinus carpio</i>		Brisures chromosomiques	Monarca <i>et al.</i> , 2004
<i>Daphnia magna</i>		Affecte survie et reproduction	Mattei <i>et al.</i> , 2006
<i>Dunaliella salina</i>	1.73 mg/L	96-h LC ₅₀	Lopez-Galindo, 2010 Robert and Gleeson, 1978
<i>Eurytemora affinis</i>	0.07 mg/L	24-h LC ₅₀	
<i>Hyale barbicornis</i>	2.20 mg/L	96-h LC ₅₀	Anasco <i>et al.</i> , 2008
<i>Hyale barbicornis</i>	2.20 mg/L	Diminution de la taille	Anasco <i>et al.</i> , 2008
<i>Isochrysis galbana</i>	2.91 mg/L	96-h LC ₅₀	Lopez-Galindo, 2010
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	0.25 mg/L	100% de mortalités en 89 jours	Rajagopa <i>et al.</i> , 2002
<i>Orthrias angorae</i>	0.55 mg/L	96-h LC ₅₀	Gül <i>et al.</i> , 2008
<i>Oryzias javanicus</i>	0.19 mg/L	96-h LC ₅₀	Anasco <i>et al.</i> , 2008
<i>Solea solea</i>	0.20 mg/L	24-h LC ₅₀	Lopez-Galindo, 2010
<i>Solea solea</i>	0.50 mg/L	2-h LC ₅₀	Lopez-Galindo, 2010

Enfin, il est important de rappeler que la plupart de ces expérimentations ont été réalisées sur des périodes de plusieurs jours et ne correspondent pas complètement à notre problématique. Toutefois, même pour des contacts de courte durée et des quantités faibles sur des sites sensibles (zone d'élevage), des effets à court terme et long terme sont possibles, notamment sur les moules

(mortalité, diminution du byssus...), le phytoplancton, la flore bactérienne...

Des études spécifiques pourraient permettre une meilleure connaissance des conséquences lors de l'utilisation de chlore en zone mytilicole.

2-Influence de l'eau de javel sur la production mytilicole

2.1- Estimation des quantités utilisées

L'utilisation de l'eau de javel afin de détruire les algues sur les chantiers semble assez généralisée. Cependant, les mytiliculteurs sont généralement discrets sur cette technique, certains préférant réaliser cette opération de nuit. Toutefois, un entretien avec quelques mytiliculteurs a permis d'obtenir des éléments sur les doses, la période et la fréquence des passages.

Certains professionnels nous indiquent qu'ils « utilisent l'eau de javel depuis quelques années mais qu'auparavant l'élevage des moules fonctionnait quand même ». Le coefficient de marée importe peu car l'effet est immédiat avec un blanchissement des algues en quelques minutes. Certains pensent que la pratique pourrait avoir un impact également sur les perceurs.

Cette technique est utilisée à la fin du printemps (Mai-Juin) où le développement des entéromorphes est important. L'eau de javel est diluée entre 10% et 13% (60-80 l/600l). Six cents litres permettent de traiter une dizaine de chantiers (4 m x 100 m) en une pulvérisation. Un ou deux traitements à 15 jours d'intervalles sont généralement réalisés. Environ 500 chantiers sont disposés sur les côtes du département de la Manche produisant environ 450 000 cordes pour un total de 750 000 pieux disponibles. Ainsi, il peut être estimé entre 6000 et 9000 L (300-450 bidons) d'eau de javel utilisés pour cette pratique.

La vente massive d'eau de javel en bidon de 20L chez les fournisseurs spécialisés, à cette période, sur les lieux de production confirme l'importance des quantités utilisées. Deux de ces fournisseurs nous ont indiqué vendre 387 bidons entre le mois de Mai et de Juin.

2.2- Évaluation de l'intérêt de la pratique

Une expérimentation est conduite afin d'évaluer l'intérêt de cette pratique sur la production d'un pieu.

2.2.1- Matériel et méthode

Des cordes ensemencées sont placées sur un chantier à Lingreville en mai 2009 (Figure 1: Cordes de moulières envahies par des *Enteromorpha*).



Figure 1: Cordes de moulières envahies par des *Enteromorpha*

Ces cordes sont traitées avec des doses différentes d'eau de javel : 0 ; 0.5 ; 1 et 5 fois la dose utilisée par les professionnels (soit un pourcentage d'eau de javel de 0%, 5%, 10% ou 50%). Deux cents millilitres de solution chlorée sont pulvérisés sur 3 cordes (env. 3.5m) à l'aide d'un pulvérisateur manuel.

Les cordes sont identifiées et placées sur bouchot début juillet 2009 (Figure 2). Une tahitienne est placée en bas de pieu et un catinage est réalisé périodiquement.

Après 17 mois d'élevage, les moules sont cueillies, pesées, dégrappées et mesurées. Les mesures de la longueur et du poids de plus de 100 moules issues d'un échantillon représentatif collecté au centre du pieu sont réalisées.



Figure 2: Cordes de moules sur bouchots

2.2.2- Résultats

L'un des trois pieux du traitement à 5 fois la dose utilisée, n'a pas été prise en compte car une partie des moules avait été subtilisées. Les calculs sont donc réalisés sur 2 pieux.

Les mesures des longueurs et des poids individuels réalisées sur l'échantillon du milieu de chaque pieu ne montrent pas de différence significative d'un traitement par rapport à l'autre ($P > 0.05$, $\alpha = 0.05$) (Figure 3).

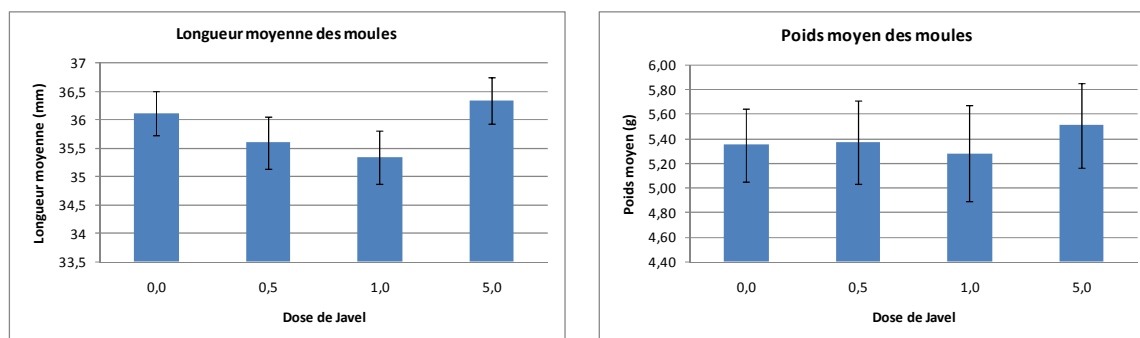
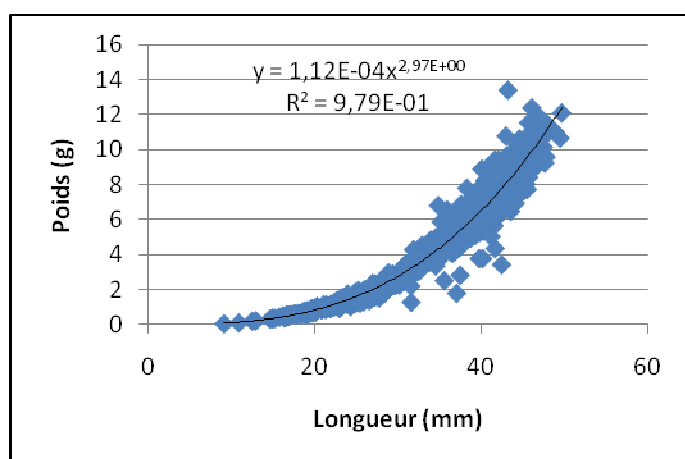


Figure 3 : Effets de l'eau de Javel sur la longueur moyenne et le poids moyen des moules



La relation taille/poids est réalisée sur l'ensemble des moules échantillonnées (Figure 4) :

$$L = 0.000112 * P^{2.97}$$

Figure 4: Relation taille poids des moules échantillonnées

Les histogrammes de fréquence de taille montrent des formes assez similaires entre les traitements (Figure 5). Chaque histogramme comprend deux pics ainsi, sur chaque pieu, deux « populations » distinctes semblent cohabiter. Le lot témoin, non traité, montre que 67% et 38% des moules mesurées font respectivement plus de 35 ou 40 mm ce qui représente 87% et 57% de la masse totale. Les proportions des pieux ayant reçu des cordes traitées sont très similaires pour le seuil de 35 mm. Par contre, en ce qui concerne le seuil de 40 mm des différences sont observables, on obtient des proportions de 59%, 65% et 60% en masse.

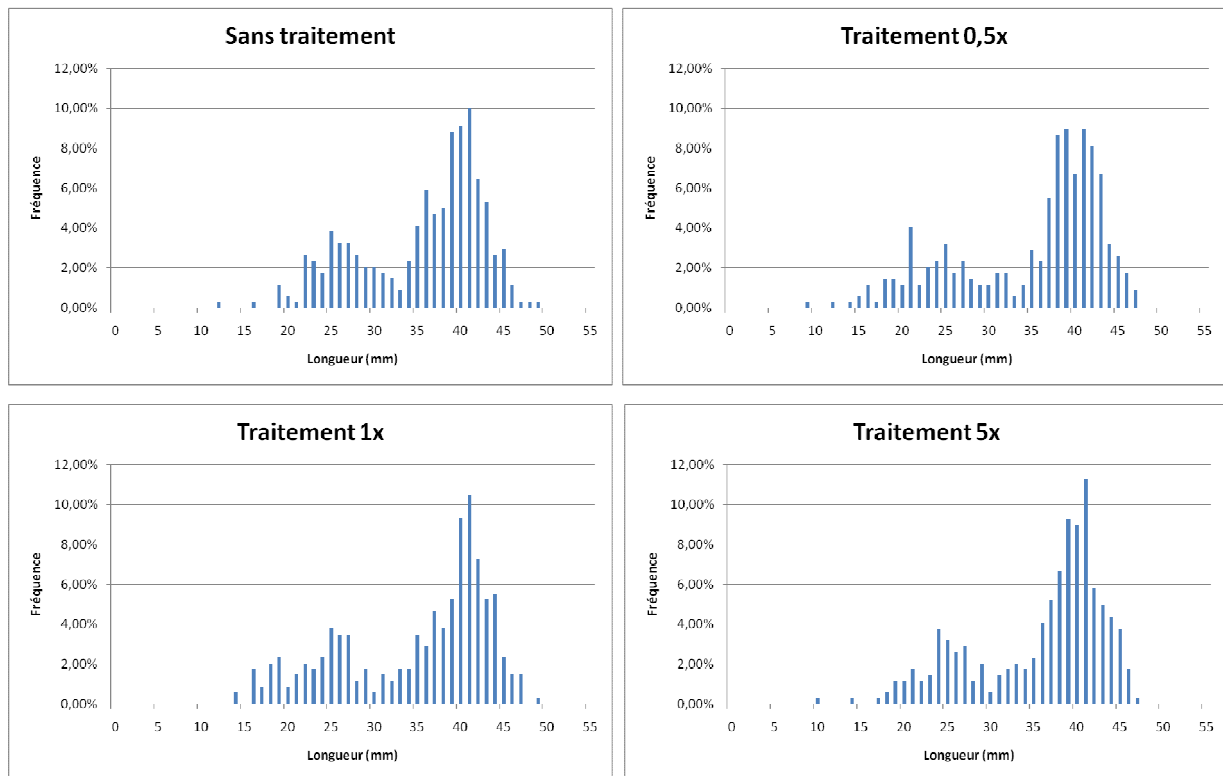


Figure 5: Fréquence des moules par classe de taille selon différents traitements à l'eau de Javel

Le poids brut total des moules cueillies par pieu n'est pas significativement différent en fonction du traitement que la corde a subi. Les mesures individuelles de l'échantillonnage permet de calculer le poids total net des moules supérieurs à 35 ou 40 mm (Figure 6). Ainsi, les différences entre les traitements ne sont pas significatives.

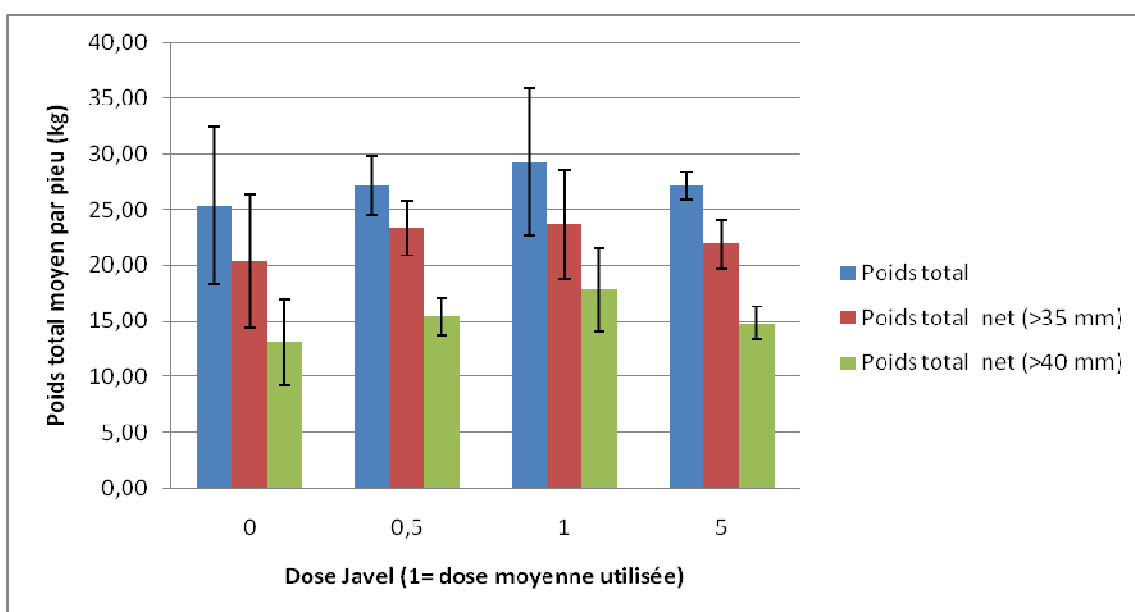


Figure 6: Poids total moyen par pieu en fonction de la dose de Javel et selon la catégorie de moules

2.2.3- Discussion

Les différences observées ne sont pas statistiquement significatives. Ce constat mathématique est dû principalement au faible nombre d'échantillon de chaque traitement (3 pieux) diminuant la sensibilité statistique. Pour autant, une légère tendance peut être observée sur le poids brut des pieux qui est légèrement plus important lorsque les cordes ont été traitées. Cette tendance est inversée en ce qui concerne la taille des moules, légèrement plus grande en moyenne lorsque les cordes ne sont pas traitées. Toutefois, cela ne permet pas de contrebalancer la tendance du poids total net qui reste légèrement supérieure lorsque les moules sont traitées à la dose classique (10%).

D'autre part, il faut noter que la concession est placée relativement haut sur l'estran. Cela a sans doute entraîné une croissance médiocre des moules. Un cycle de deux ans aurait permis d'obtenir des poids nets plus compatibles avec les rendements généralement obtenus sur les pieux dans le secteur de Lingreville. Toutefois, il est probable que la tendance globale n'en soit pas modifiée.

L'interprétation des résultats n'est pas aisée car la taille des moules est souvent inversement corrélée à la quantité de moules présente sur le pieu. Le traitement le plus concentré a entraîné une diminution du nombre de moules, ce qui semble avoir permis aux survivantes d'atteindre une taille plus importante que leurs congénères sur les autres pieux. On peut attribuer cette perte de moules à une diminution de l'adhérence des byssus ou à une mortalité précoce comme l'indique la bibliographie. Toutefois, les concentrations de Javel utilisé par les professionnels ne semblent pas engendrer ce type d'effet.

3-Étude écotoxicologique

3.1- Influence de l'eau de Javel sur les micro-algues

Les micro-algues en tant que producteurs primaires du milieu marin sont nécessaires au maintien de l'écosystème et sont à la base de la chaîne alimentaire. L'effet d'une pollution sur ces organismes doit être connu en priorité pour estimer l'impact sur l'écosystème entier.

3.1.1- Matériels et Méthodes

3.1.1.1 – Souches utilisées

Trois espèces de phytoplanctons sont testées. Il s'agit de *Chaetoceros* sp. (Diatomée), *Skeletonema* sp. (Diatomée) et *Tetraselmis* sp. (Algue verte). Ces trois algues sont des espèces locales et sont habituellement cultivées au centre expérimental du SMEL. Elles font parties de l'alimentation usuelle des organismes marins filtreurs et ont par la même occasion un rôle important dans l'écosystème.

3.1.1.2 – Conditions de culture

Cette expérimentation s'est déroulée durant le mois de Juillet 2009. Les algues étaient cultivées dans des conditions strictement identiques, à 16°C dans des ballons de 0.8 litre avec une salinité de 34‰. La lumière, assurée par des néons « lumière du jour » et selon une photopériode 24:0 et un bullage était mis en place. La solution nutritive est définie dans les annexes et distribuée à 2 mL/L de culture.

3.1.1.3 – Mesures de l'absorbance

La croissance était suivie quotidiennement par spectrométrie, la mesure de l'absorbance permet d'établir avec précision et sans difficultés le nombre de cellules par mL de culture.

Lorsque l'absorbance de la culture atteignait 60% (la culture est alors en pleine croissance), l'eau de Javel était ajoutée.

L'expérience s'est découpée en deux parties. La première comprenait un spectre très large de concentrations d'eau de Javel, avec des concentrations comprises entre 10^{-1} (soit 10% de javel) et 10^{-9} (soit 0.0000001% de javel), par pas de 10^{-1} permettant ainsi d'estimer la fenêtre de concentrations létales pour le phytoplancton.

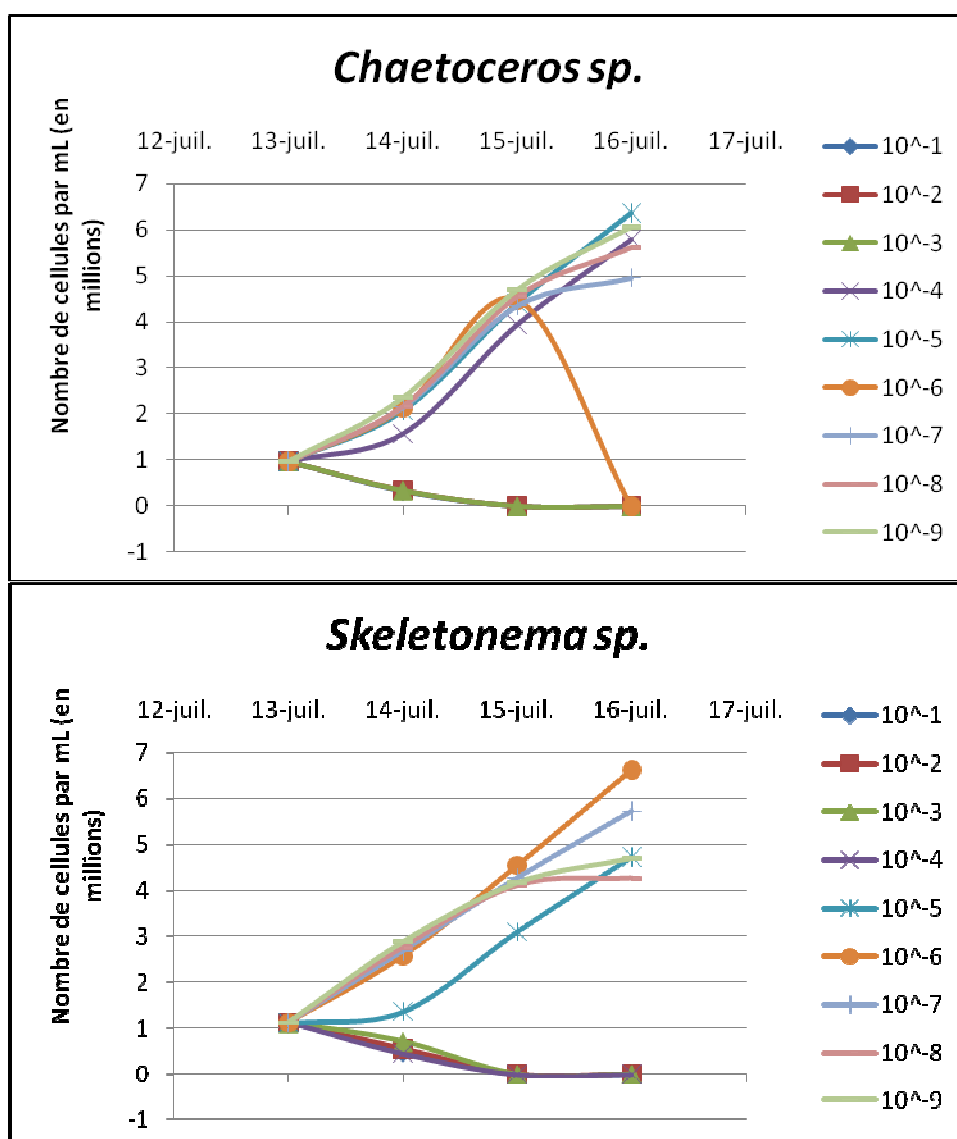
La deuxième partie comprenait un focus sur chaque espèce en resserrant le pas de concentration (0,25) autour de la concentration létale minimale, ainsi les concentrations létales pour chaque espèce pouvaient être définies avec plus de précision.

Toutes les cultures ont été effectuées en triplicats et avec un témoin (sans ajout d'eau de Javel).

3.1.2- Résultats

3.1.2.1- Résultats sur la gamme large (13 au 16 Juillet 2009)

Les suivis de la croissance des trois cultures montrent des résultats semblables. En effet, dans les trois cas, les cultures ne résistent pas 24h aux concentrations élevées d'eau de Javel (de 10^{-1} à 10^{-3}). Par contre, pour des concentrations inférieures les trois espèces d'algues résistent parfaitement et leur croissance ne semble pas souffrir de la présence de Javel dans l'eau (Figure 7).



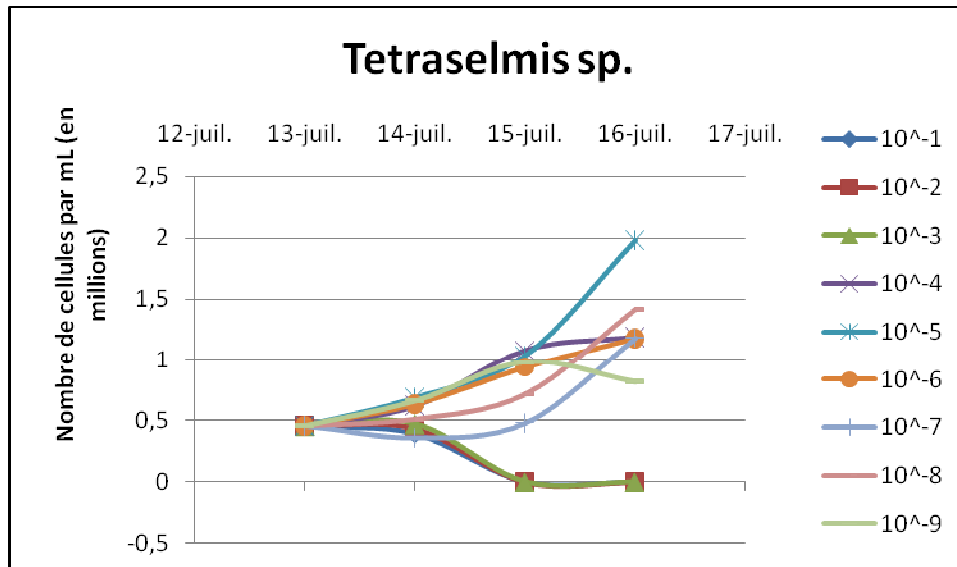
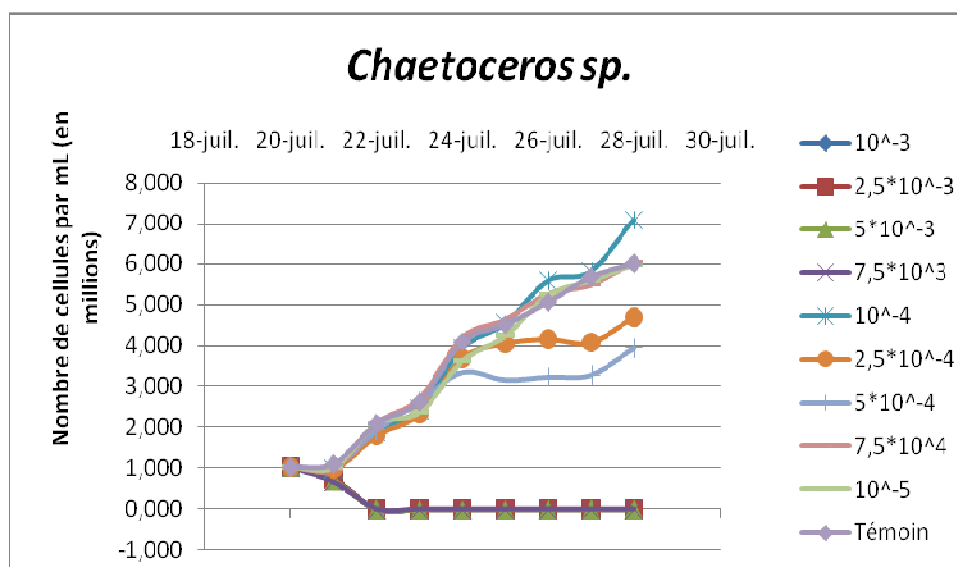


Figure 7: Croissance des cultures de *Tetraselmis sp.*, *Chaetoceros sp.* et *Skeletonema sp.* en fonction de la concentration en eau de Javel pour la gamme de concentrations étendue

3.1.2.2- Résultats sur la gamme resserrée (20 au 24 Juillet 2009)

Les mesures de la croissance des cultures où les pas de concentration d'eau de javel ont été plus serrés montrent qu'à partir d'une concentration de $7,5 \cdot 10^{-3}$ l'effet de la Javel se fait ressentir et que les algues ne parviennent plus à se développer. La culture de *Tetraselmis sp.* n'a pas survécu et ce quelle que soit la concentration de Javel (Figure 8) probablement pour un tout autre problème.



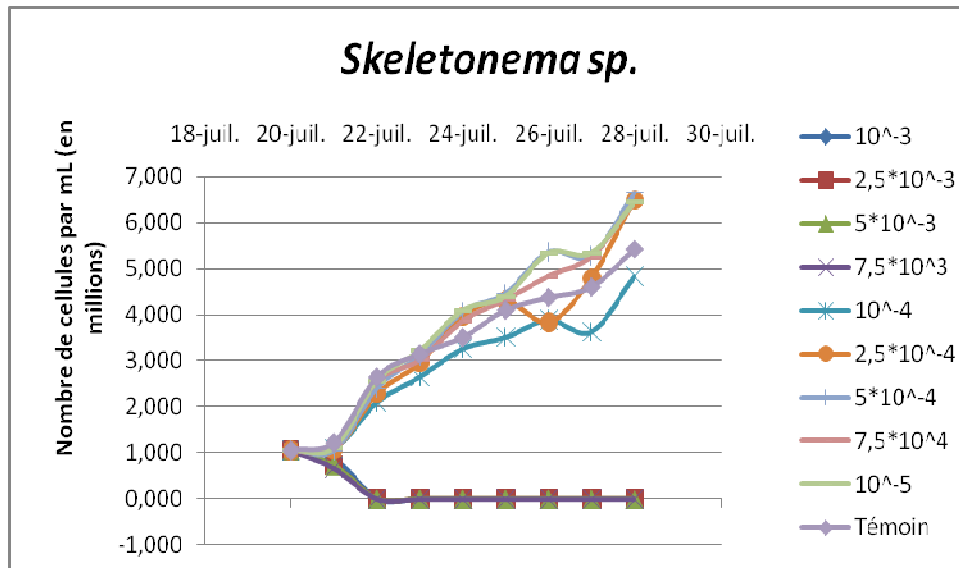


Figure 8: Croissance des cultures de *Chaetoceros* et *Skeletonema* en fonction de la concentration en eau de Javel pour la gamme de concentrations réduite

3.1.3 Discussion

Les doses utilisées par les professionnels restent inférieures aux doses létales pour ces espèces phytoplanctoniques. Ces résultats concordent avec la bibliographie qui montre que les micro-algues sont résistantes à la présence de Javel. Le chlore et les nitrates seraient compétiteurs pour l'incorporation au sein de la cellule et tant que le ratio ClO_3/NO_3 est inférieur à 5/1, les algues n'absorberont pas de chlore (Stauber, 1998). Les épandages ont lieu sur la période mai - juin quand le taux de nitrates est généralement très bas (Données Hydronor, SMEL, Figure 9). Cette pratique culturale ne semble donc pas nuire au développement d'espèces phytoplanctoniques. Il faut toutefois prendre ces résultats avec précaution, il s'agit là d'une expérience de laboratoire où les microalgues sont en mouvements constants de par le bullage et les mesures ne se basent que sur leurs capacités à se diviser. Dans la nature, les espèces phytoplanctoniques en particulier les diatomées peuvent vivre en colonies et former des biofilms. Ces aspects n'ayant pas été pris en compte, il ne faut pas présumer de l'innocuité de l'eau de Javel sur la flore microscopique.

Une pulvérisation permettant de traiter une dizaine de chantiers entrainerait la disparition du phytoplancton sur un très faible volume d'eau de mer. Cela peut paraître insignifiant sur les volumes d'eau contenus dans la mer mais c'est un volume d'eau que l'on peut considérer comme stérile et cela ne tient pas compte de la toxicité des composés chlorés issus de la dégradation de l'eau de Javel.

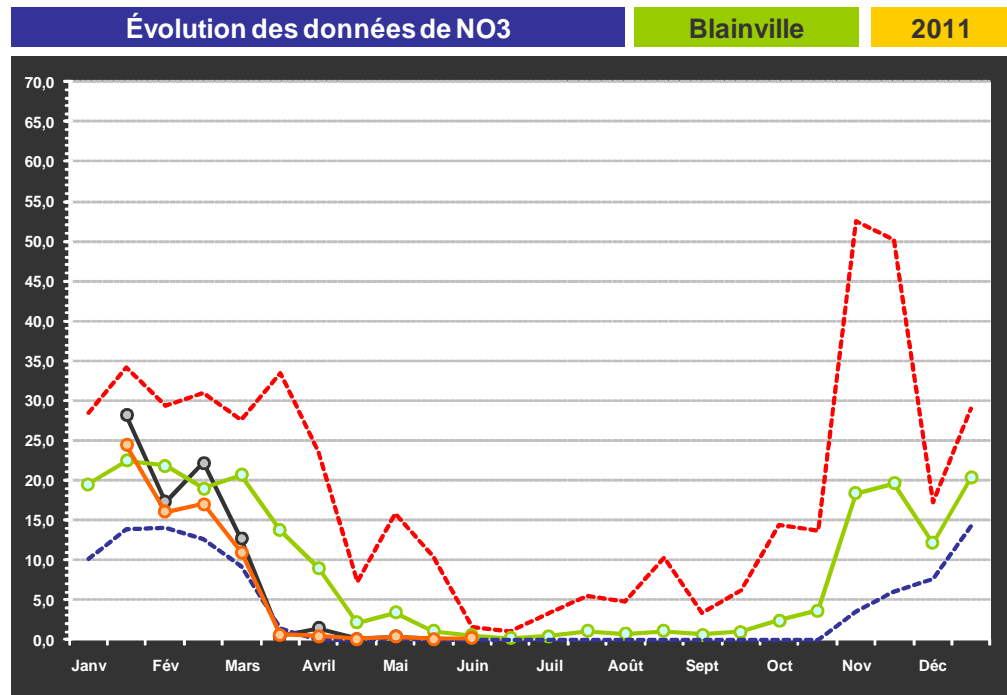


Figure 9: Suivi des teneurs en nitrates à la station de Blainville sur mer. Données depuis 2000, les maximales en rouge, les données station en orange, données pour la sous-section en gris, la moyenne en vert et les minimales en bleu

3.2- Influence de l'eau de javel sur les larves d'oursins

L'utilisation des larves d'oursins est un test facile à mettre en œuvre qui permet de tester la qualité d'une eau de mer et/ou la toxicité d'un agent chimique. La méthode standardisée permet une bonne reproductibilité et donne une vision réaliste de la toxicité du produit dans l'environnement marin. La technique utilisée est celle décrite par Petinay *et al.* (2009).

3.2.1- Matériels et Méthodes

3.2.1.1- Conditionnement des géniteurs



Figure 10: Oursins (*Parencotrotus lividus*)

Les géniteurs sont conditionnés dans des enceintes spécialisées permettant une bonne gestion de la température, de la photopériode et de l'alimentation (Figure 10).

Les géniteurs sont issus de l'écloserie du SMEL.

3.2.1.2- Obtention d'œufs fécondés

Suite à l'injection de 1ml de KCl dans la membrane périorale, les oursins émettent les gamètes dans de l'eau de mer reconstituée. La fécondation est réalisée également dans l'eau de mer reconstituée. Après vérification

de la fécondation (décollement de la membrane des ovocytes), 500 œufs fécondés sont disposés dans 100 ml d'eau de mer reconstitué contenant l'agent polluant. On place également des ovocytes fécondés dans un témoin négatif (sans polluant) et dans un témoin positif (50 µg/L de cuivre).

3.2.1.3- Eau de javel

L'eau de javel utilisée est de l'extrait de javel à 9.6% acheté dans le commerce. On prépare ensuite différents milieux dont la concentration en eau de Javel varie sur un spectre de 10^{-2} à 10^{-8} avec un pas de 10^{-1} . Dans le but d'affiner la dose létale, un autre gradient de concentration d'eau de Javel est utilisé en se focalisant sur les concentrations autour de 10^{-5} et 10^{-9} .



3.2.1.4 Mesures

Les larves d'oursins (Figure 11) continuent leur développement pendant 96h et sont ensuite fixées par incorporation de 2mL de formaldéhyde.

La longueur des spicules de vingt larves est mesurée au grossissement X100 à l'aide du logiciel Motic 2000 et d'un microscope photonique. La moyenne et l'intervalle de confiance ($\alpha=0.05$) sont calculés.

Figure 11 : Larves d'oursins après 96 h de développement

3.2.2- Résultats

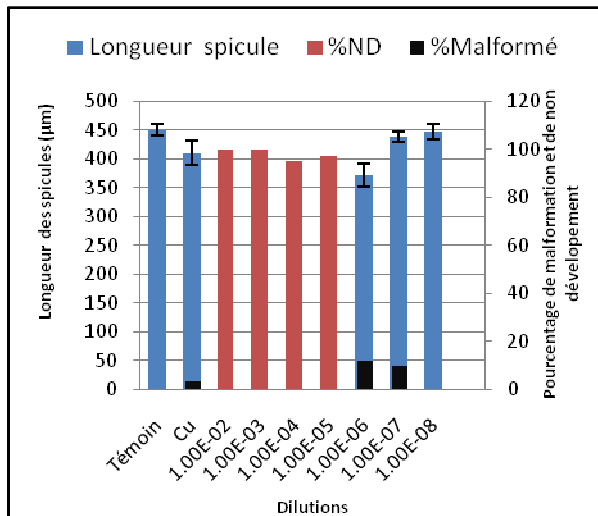


Figure 12 : Effets de la Javel sur les malformations, les non-développements et la longueur des spicules des larves d'oursins à 96h selon la gamme de concentration étendue

Pourcentage de larves non développées :

L'eau de javel empêche le développement des larves d'oursins fraîchement fécondés jusqu'à une dilution de l'ordre de 10^{-5} (Figure 12).

Pourcentage de malformation :

L'effet toxique de l'eau de javel se fait ressentir jusqu'à une dilution de 10^{-7} . En effet, 10% des larves sont malformées si elles sont exposées à une concentration de 10^{-7} d'eau de javel.

Longueur moyenne des spicules :

L'influence de l'eau de Javel sur la croissance des larves est observable jusqu'à une dilution de l'ordre de 10^{-6} . Pour des concentrations plus faibles, il n'y a pas de différences significatives avec le témoin pour la longueur des spicules.

Dose sans effet entre 10^{-7} et 10^{-8}

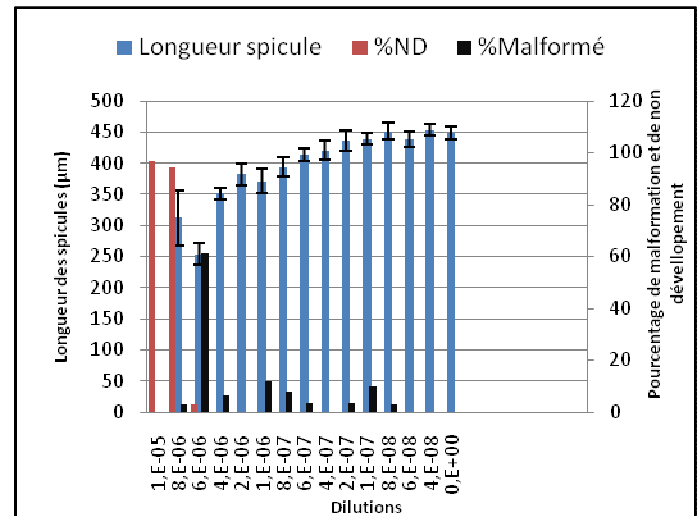


Figure 13 : Effets de la Javel sur les malformations, les non-développements et la longueur des spicules des larves d'oursins à 96h selon la gamme de concentration réduite

Pourcentages de larves non développées :

L'eau de Javel empêche le développement de larves d'oursins fraîchement fécondés jusqu'à une concentration de 6.10^{-6} mais cet effet ne touche que 3% de la population à cette concentration alors que pour les œufs fraîchement fécondés exposés à 8.10^{-6} , l'absence de division cellulaire touche 94% de la population (Figure 13).

Pourcentage de malformation :

On observe un fort taux de malformation (61%) pour une concentration de 6.10^{-6} . L'effet toxique de l'eau de Javel est observé jusqu'à une dilution de l'ordre de 8.10^{-8} .

Longueur moyenne des spicules :

L'influence de l'eau de Javel sur la longueur des spicules de larves d'oursins est observable à partir d'une concentration de 4.10^{-7} . Cet effet est concentration dépendant et inhibe la croissance des spicules. Au-delà d'une dilution de l'ordre 2.10^{-7} , il n'y a pas de différences significatives entre les différentes concentrations d'eau de Javel et le témoin en ce qui concerne la longueur des spicules.

Dose sans effet entre 1.10^{-7} et 8.10^{-8}

3.2.3- Discussion

L'eau de Javel induit une toxicité aigue jusqu'à une dilution de 0.6 mg/L, cette toxicité s'exprime par l'absence de développement des larves d'oursins fraîchement fécondés au-delà du stade 2 cellules. De la même manière, on constate des effets sur la longueur des spicules jusqu'à une concentration de 0.04 mg/L. Et on peut considérer qu'un épandage d'eau de Javel permettant de traiter une dizaine de parcs contaminerait un volume théorique de près de 1 000 000 m³ d'eau de mer et une surface d'environ 250 000 m² sur l'estran.

Ce test sur les larves d'oursins ne se focalise que sur les premiers stades de développement d'une seule espèce, mais comme a pu le montrer notre recherche bibliographique, l'eau de Javel semble avoir un effet sur un grand nombre d'espèces et leurs différents stades de développement (Tableau 1). Il paraît donc judicieux de ne pas utiliser des concentrations d'eau de Javel capable d'empêcher la division cellulaire, et ce en particulier, à une période de l'année favorable à la reproduction de beaucoup d'espèces. D'autant plus que des effets sont observés sur des concentrations encore plus faible; le sperme d'oursin *Dendraster exentricus* diminue de moitié suite à une exposition entre 0,002 et 0,013 mg/L (Abarnou et al, 1990) ce qui représente des concentrations bien inférieures à celle déversées lors de cette pratique.

Il est toutefois important de noter que ces effets ont été mesurés après 96 heures de contamination et que l'eau de Javel n'est pas stable sous cette forme et qu'il est donc difficile de présumer de son effet. Mais, dans tous les cas, cette expérience prouve que, comme le suppose l'étude bibliographique, de telles concentrations d'eau de Javel peuvent avoir un effet dramatique sur les organismes marins et que cette pratique culturale peut être considérée comme dangereuse pour l'environnement.

3.3-Études in situ de la macrofaune du sol

L'épandage de l'eau de Javel se faisant à marée basse, il paraît évident d'effectuer un suivi de la population animale du sédiment avant et après la contamination.

3.3.1-Matériel et Méthodes

3.3.1.1-Échantillonnage

Des cadrats de 15,5 cm de diamètre sont réalisés sur l'estran au même niveau bathymétrique que les parcs traités. Le sédiment sur une profondeur de 20 à 30 cm est passé sur un tamis à maille de 1mm et les échantillons sont observés minutieusement pour séparer la

biomasse du sédiment. Les animaux sont ensuite conservés dans l'éthanol jusqu'à détermination de la classe, de la famille et si possible de l'espèce.

Les cadrats ont été réalisés au nombre de trois par zone de prélèvement. Il y a trois prélèvements différents, le premier juste avant la contamination, deux autres 18 jours après la contamination dont un sur le lieu de la contamination et l'autre sur une zone exempt de contamination.

3.3.1.2-Contamination

La contamination a été effectuée le 16 juin 2011 à Lingreville (50) sur le sédiment à hauteur des parcs utilisés par les mytiliculteurs sur une surface de 9 m² et avec une solution d'eau de Javel diluée à 10% et en répandant 0,15 L/m², ce qui correspond selon nos estimations aux quantités répandus par les mytiliculteurs.

3.3.1.3-Traitements des échantillons

Pour chaque cadrat, la biomasse animale a été pesée et tous les individus ont été identifiés le plus précisément possible en se basant sur les clés de détermination de « Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe » (Hayward et Ryland, 1995) et au « Guide des bords de mer » (Hayward *et al.*, 1996).

On définit par la suite le nombre d'individus de chaque espèce, la richesse spécifique, la biomasse par échantillon et par surface et l'indice de Simpson.

L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Il est inversement proportionnel à la diversité et varie de 0 (Diversité maximum) à 1 (Diversité minimum). L'indice de Simpson est calculé grâce à l'équation :

$$S = \sum p_i^2$$

Où p_i est la proportion des individus dans l'espèce i

3.3.2-Résultats

Les résultats de l'exploitation de ces trois prélèvements sont résumés sur le tableau suivant :

		Nbr ind	Richesse spécifique	Biomasse	Biomasse/Surface	Indice de Simpson
Pré-contamination	16/06/2011	21	15	1.02 g	18.02 g/m ²	0.10
Contamination	04/07/2011	13	9	2.05 g	36.21 g/m ²	0.16
Témoin	04/07/2011	7	5	0.76 g	13.43 g/m ²	0.31

L'intégralité des résultats sont présentés dans les annexes.

On ne constate pas de différence majeure entre les peuplements de ces trois prélèvements. Les espèces présentes sont majoritairement les mêmes, et les variations de biomasse sont dus à la différence de taille entre les individus de même espèce. Les plus fortes différences

sont observées entre la zone avant contamination et la zone témoin. La grande richesse spécifique du prélèvement pré-contamination provient fortement de petits vers qui par leur petite taille et les dégâts occasionnés par le tamisage ont rendu impossible à déterminer. On n'observe pas de changement du point de vue de l'indice de Simpson, qui est sensé rendre compte de la répartition de la biodiversité.

3.3.3-Discussion

Les résultats de cette étude ne montrent pas de différences significatives entre les zones traitées et les non-traitées. On observe une plus forte différence entre les deux espaces géographiques qu'entre les phases avant et après contamination.

On peut donc supposer que la contamination à l'eau de Javel de cette étude n'a pas eu d'effet sur la macrofaune du sol ou que cet effet n'est plus visible suite à la période entre les deux échantillons.

Il est possible que la Javel ne soit pas rentrée assez profondément dans le sédiment pour avoir un effet sur son peuplement. En effet, l'étude bibliographique a montré que certains animaux pouvaient s'enfouir pour éviter la contamination, ce comportement instinctif serait peut-être fondé et le sédiment serait un abri suffisant pour échapper aux effets de cette contamination. Il est également envisageable que la quantité utilisée pour traiter la surface de 9 m² se soit trop rapidement diluée dans le milieu pour avoir un effet.

On peut également se poser la question sur les migrations potentielles de macrofaunes benthiques. En effet, même si la quantité de Javel déposée sur l'estran était suffisante pour tuer cette faune, il est possible que la recolonisation de cet espace s'effectue très rapidement. Il serait intéressant de réaliser une nouvelle expérimentation sur l'effet de l'eau de Javel sur cette faune en prenant en compte les points suivants :

- Augmenter la surface à traiter
- Effectuer un suivi plus régulier de la zone contaminée pour suivre le possible repeuplement
- Vérifier la toxicité de l'eau de Javel sur les espèces peuplant l'estran en laboratoire.

Dans le meilleur des cas, il aurait été souhaitable de coordonner cette étude avec l'épandage d'un professionnel, cela n'a malheureusement pas été possible cette année. Un épandage professionnel aurait l'avantage de positionner cette étude dans des conditions réelles même si l'on pourrait regretter de travailler sur une zone qui aurait déjà subi cette chloration et qui par conséquent aurait peut-être déjà vu sa faune se modifier.

Il peut sembler judicieux d'effectuer également une étude sur l'effet de l'épandage de l'eau de Javel sur les microalgues du sédiment (microphytobenthos).

4. Réglementation

Les différents articles du code de l'environnement et des arrêtés sont retranscrits dans les annexes.

Le code de l'environnement stipule que de fortes amendes et des sentences d'emprisonnement peuvent être infligées à quiconque viendrait à jeter, déverser ou laisser s'écouler dans la mer des substances nuisibles pour la santé, dommageables pour la faune et la flore, nuisibles pour la conservation ou la reproduction des mammifères marins, des poissons, des crustacés, mollusques, coquillages ou végétaux ; ou de nature à les rendre impropres à la consommation, ainsi que de jeter, déverser ou laisser couler des substances dont l'action ou la réaction détruisent le poisson ou nuisent à sa nutrition, à sa reproduction ou à sa valeur alimentaire. (L216-6, L218-73 et L432-2). Les articles 2 et 3 de l'arrêté du 25 février 1975 mentionnent que les utilisateurs doivent éviter l'entraînement de produits vers les bassins de pisciculture, de conchyliculture, d'aquaculture, de rizières et de marées salants et le littoral maritime. L'arrêté du 13 mai 1975 donne les cas où l'on peut être exempté de cette réglementation, mais cela ne concerne que les rejets (déversements, écoulements, jets et dépôts) qui ne compromettent pas l'équilibre biologique du milieu, qui ne contiennent pas de substances inhibitrices de la vie décelable par voie biologique et doit se faire à plus de 1000 mètres d'un gisement de coquillages, d'un parc conchylicole et d'une zone de baignade.

Il est toutefois possible selon le type de produits et l'utilisation d'obtenir des autorisations. Par exemple, la centrale nucléaire de Flamanville a obtenu une autorisation pour utiliser l'eau de Javel afin de limiter la prolifération d'algues dans les conduits d'eau de refroidissements. Cette autorisation limite le débit de rejet (0,5mg/L), les conditions de rejets (pas en dessous de 10°C) ainsi que la fréquence et la nature des contrôles. Effectivement, pour maintenir cette autorisation, la centrale doit vérifier la concentration en chlore à chaque rejet, vérifier l'impact sur l'environnement régulièrement et ne doit pas impacter la faune à 50 m de la sortie des canalisations. Il est important de rappeler que les centrales nucléaires bénéficient d'un régime particulier du point de vue de leur importance énergétique et du fait que la prolifération des algues dans les conduits de refroidissement poserait un problème de sécurité.

Cependant, l'autorisation d'EDF ne peut pas être appliquée à la chloration des cordes de moules. Le contexte est différent, le volume rejeté est connu et maîtrisé, il n'y a qu'un seul organisme responsable du rejet et des études d'impacts ont été réalisées.

De plus, selon un rapport du CREAA (Bouquet, 2008) sur la limitation des macroalgues en marée salée, il n'y a pas d'homologation à ce jour pour les conchyliculteurs pour des produits destinés à la destruction d'algues en milieux ouverts.

On peut donc supposer que même si la pratique de la chloration sur les cordes de naissain est couramment pratiquée par une partie des

mytiliculteurs, elle ne semble pas être autorisée par la législation en cours et que cette pratique pourrait être sanctionnable pénalement.

Conclusion

Les aspersions d'eau de Javel effectuées par les mytiliculteurs permettant de limiter la prolifération des entéromorphes sur les parcs est une pratique susceptible d'entraîner des perturbations écologiques. La recherche bibliographique réalisée sur les effets de l'eau de Javel sur les organismes marins montre que de faibles concentrations de chlore ont de multiples effets touchant un grand nombre d'organismes.

Les différentes études écotoxicologiques effectuées dans ce rapport montrent que sur des cultures de micro-algues les concentrations nuisibles à la croissance sont relativement élevées. L'étude de l'influence de l'eau de Javel sur les larves d'oursins montre quant à elle que de très faibles concentrations d'eau de Javel, de l'ordre du dix-millionième, peuvent avoir un effet néfaste sur le développement embryonnaire.

L'étude de la macrofaune du sol n'a pas permis de montrer un effet de l'eau de Javel sur cette faune.

Toutefois l'évaluation de l'intérêt de la pratique montre une légère augmentation, statistiquement non significative, du poids total des pieux traités ainsi que du poids net récolté. Bien que le gain zootechnique soit faible, il explique l'intérêt de cette pratique par les mytiliculteurs au détriment de l'intérêt écologique.

Dans tous les cas, la réglementation est très claire sur le sujet, tout rejet pouvant être considéré comme biocide est totalement interdit et peut être soumis à de fortes amendes et à du temps d'emprisonnement. Ainsi le simple fait que ces épandages soient effectués dans le but d'éliminer la biomasse d'entéromorphes permet de les qualifier comme biocides et les rend donc tout à fait illégaux.

Bibliographie

Abarnou A., JF Guillaud, L. Miossec & A. Batt, 1990. La chloration des effluents urbains avant rejet en mer. Rapport scientifiques et techniques de L'IFREMER, 20 : 167 pp.

Anasco N. C., Koyama J., Imai S. & Nakamura K., 2008. Toxicity of Residuals Chlorine from Hypochlorite-treated Seawater to Marine Amphipod *Hyale barbicornis* and Estuarine Fish *Oryzias javanicus*. Water, Air, & Soil Pollution 195, 129-136.

Bolognesi C., Buschini A., Branchi E., Carboni P., Furlini M., Martino A., Monteverde M., Poli P. & Rossi C., 2004. Comet and micronucleus assays in zebra mussel cells for genotoxicity assessment of surface drinking water treated with three different disinfectants. Science of Total Environment 333, 127-136.

Bouquet A-L, 2008. Limitation du développement des macroalgues en marais salé. Rapport de synthèse. Edité par le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole. 22 pp.

Choi H. D., Park J. S., Hwang C. Y., Huh S. H. & Cho B. C., 2002. Effects of thermal effluents from a power station on bacteria and heterotrophic nanoflagellates in coastal waters. Mar Eco Prog Ser 229, 1-10.

Diniz M. S., Pereira R., Freitas A. C., Rocha-Santos T. A. P., Castro L., Peres I. & Duarte A. C., 2011. Evaluation of the Sub-lethal Toxicity of Bleached Kraft Pulp Mill Effluent to *Carassius auratus* and *Dicentrarchus labrax*. Water, Air, & Soil Pollution 217, 35-45.

Elia A. C., Anastasi V. & Dörr A. J. M., 2006. Hepatic antioxidant enzymes and total glutathione of *Cyprinus carpio* exposed to three disinfectants, chlorine dioxide, sodium hypochlorite and peracetic acid, for superficial water potabilization. Chemosphere 64, 1633-1641

Emmanuel E., Keck G., Blanchard J.-M., Vermande P. & Perrodin Y., 2004. Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. Environment International 30, 891-900.

Ferraris M., Chiesara E., Radice S., Giovana A., Frigerio S., Fumagalli R., & Marabini L., 2005. Study of potential toxic effects on rainbow trout hepatocytes of surface water treated with chlorine or alternative disinfectants. Chemosphere 60, 65-73.

Gül S., Özkan O., Nur G. & Aksu P., 2008. Genotoxic Effects and LC50 Value of NaOCl on *Orthrias angorae* (Steindachner 1897). Bull Environ Contam Toxicol 80, 544-548.

Hayward P.J. & Ryland J. S., 1995. Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford University Press

Hayward P., Nelson-Smith T. & Shields C., 1996. Pocket Guide Sea Shore of Britain & Northern Europe. HarperCollinsPublishers. Réédité chez Delachaux et Niestlé en 1998

Hutchinson T. H., Jha A. N., Mackay J. M., Elliott B. M. & Dixon D. R., 1998.. Assessment of developmental effects, cytotoxicity and genotoxicity in the marine polychaete (*Platynereis dumerilii*) exposed to disinfected municipal sewage effluent. Mutation research 399, 97-108.

Kankaanpää H., Laurén M., Mattson M. & Lindström M., 1995. Effects of bleached kraft mill effluents on the swimming activity of *Monoporeia affinis* (Crustacea amphipoda) Lindström. Chemosphere 31, 4455-4473.

Lopez-Galindo C., Vargas-Chacoff L., Nebot E., Casanueva E. N., Rubio D., Mancera J. M. & Solé M., 2010. Sublethal responses of the common mussel (*Mytilus galloprovincialis*) exposed to sodium hypochlorite and Mexel[®] 432 used as antifoulants. Ecotoxicology and Environmental Safety 73, 825-834.

Lopez-Galindo C., Garrido M. C., Casanueva J. F. & Nebot E., 2010. Degradation models and ecotoxicity in marine waters of two antifouling compounds: Sodium hypochlorite et alkylamine surfactant. Science of Total Environment 408, 1779-1785.

Lopez-Galindo C., Vargas-Chacoff L., Nebot E., Casanueva J. F., Rubio D., Solé M. & Mancerra J. M., 2010. Biomarker responses in *Solea senegalensis* exposed to sodium hypochlorite used as antifouling. Chemosphere 78, 885-893.

Mattei D., Cataudella S., Mancini L., Tancioni L. & Migliore L., 2006. Tiber river quality in the stretch of a sewage treatment plant : effects of river water or disinfectants to *Daphnia* and structure of macroinvertebrates community. Water, Air, & Soil Pollution Volume 77, Numbers 1-4, 441-445.

Monarca S., Feretti D., Collivignarelli C., Guzella L., Zerbini I., Bertanza G. & Pedrazzani R., 2000. The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. Wat. Res. Vol.34, No.17, 4261-4269.

Monarca S., Zani C., Richardons S. D., Thruston A. D., Moretti M., Feretti D. & Villarini M., 2004. A new approach to evaluating the

toxicity and genotoxicity of disinfected water. Water research 38, 3809-3819.

Petinay S., C. Chataigner & O. Basuyaux, 2009. Standardisation du développement larvaire de l'oursin, *Paracentrotus lividus*, pour l'évaluation de la qualité d'une eau de mer. C. R. Biologie, 332 ; 1104-1114.

Philp R. B., 1997. Effects of pH and Oxidant Stressors (Hydrogen Peroxyde and Bleach) on Calcium –Induced Aggregation of Cells of the Marine Sponge *Microciona prolifera*. Comp. Biochem. Physiol. Vol. 118C, No. 3, 337-351.

Rajagopal S., van der Gaag M., van der Velde G. & Jenner H. A., 2002. Control of Brackish Water Fouling Mussel, *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad), with Sodium Hypochlorite. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 43, 296-300.

Schowanek D., Racioppi F., Matthijs E., Boyko R., Gabba M., Buschini A. & Gardini G. P., 1996. Quantitative *In Situ* monitoring of organohalogen compounds in domestic sewage resulting from the use of hypochlorite bleach. Wat. Res. Vol. 30, 2193-2205.

Stauber J. L., 1998. Toxicity of chlorate to microalgae. Aquatic toxicology, 41; 213-227

Annexes

Solutions utilisées

Solution métallique

Produits	Quantité
$\text{Fe}^2(\text{SO}_4)^3$	15.5 g
$\text{MnSO}_4\text{H}_2\text{O}$	1.55 g
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.22 g
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.019 g
$\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.024 g
$\text{Na}^2\text{Mo}^4\text{H}_2\text{O}$	0.012 g
Eau distillée	1 L

Solution nutritive

Produits	Quantité
Solution métallique	80 mL
NO_3K	80 g
$\text{K}_2\text{PO}_4\text{H}$	16 g
E.D.T.A	4 g
Vitamine B12	1 mL
Vitamine B1	0.01 g
Eau distillée	1 L

Eau de mer reconstituée

Produits	Masse
NaCl	139.700 g
MgSO_4	35.750 g
$\text{MgCl}_2, 6\text{H}_2\text{O}$	26.450 g
$\text{CaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$	8.100 g
KCl	3.750 g
NaHCO_3	0.850 g
Na_2CO_3	0.105 g

Compléter à 5L d'eau distillée

Résultats de l'étude *in situ* de la macrofaune du sol

Pré-contamination

Classe	Famille	Espèce	Nombre	Richesse spécifique	14
<i>Bivalvia</i>	<i>Myacidae</i>	<i>Mya arenaria</i>	1	Biomasse	1.02
					18.02
<i>Hirudinea</i>	<i>Piscicolidae</i>	<i>Calliobdella nodulifera</i>	1	Biomasse/Surface	g/m ²
<i>Malacostracae</i>	<i>Paguridae</i>	<i>Diogenes pugilator</i>	1	Indice de Shannon-Wiener	1.07
<i>Malacostracae</i>	<i>Paguridae</i>		1	Indice de Simpson	0.11
<i>Malacostracea</i>	<i>Porturidae</i>	<i>Carcinus maenas</i>	1		
<i>Polychaeta</i>			1		
<i>Polychaeta</i>			1		
<i>Polychaeta</i>	<i>Orbinidae</i>		2		
<i>Polychaeta</i>	<i>Eunicidae</i>	<i>Ophyrocha puerilis</i>	2		
<i>Polychaeta</i>	<i>Arenicolidae</i>	<i>Arenicola marina</i>	5		
<i>Polychaeta</i>	<i>Nereidae??</i>		1		
<i>Polychaeta</i>	<i>Eunicidae</i>		2		
<i>Polychaeta</i>			1		
<i>Scaphopoda</i>	<i>Dentaliidae</i>	<i>Dentalium entalis</i>	1		

Contamination

Classe	Famille	Espèce	Nombre	Richesse spécifique	9
<i>Bivalvia</i>	<i>Myacidae</i>	<i>Mya arenaria</i>	1	Biomasse	2.05
					36.21
<i>Hirudinea</i>			1	Biomasse/Surface	g/m ²
<i>Malacostracae</i>	<i>Paguridae</i>	<i>Diogenes pugilator</i>	3	Indice de Shannon-Wiener	0.85
<i>Oligochaeta</i>	<i>Tubicidae</i>		1	Indice de Simpson	0.16
<i>Polychaeta</i>	<i>Eunicidae</i>	<i>Arabella iricolor</i>	1		
<i>Polychaeta</i>	<i>Opheliidae</i>	<i>Travisia forbesi</i>	3		
<i>Polychaeta</i>	<i>Nereidae</i>		2		
<i>Vers XXX</i>			1		

Témoin

Classe	Famille	Espèce	Nombre	Richesse spécifique	5
<i>Amphipoda</i>	<i>Hausteridae</i>		1	Biomasse	0.76
					13.43
<i>Malacostracae</i>	<i>Paguridae</i>	<i>Diogenes pugilator</i>	2	Biomasse/Surface	g/m ²
<i>Polychaeta</i>	<i>Orbinidae</i>	<i>Scoloplas armiger</i>	1	Indice de Shannon-Wiener	0.55
<i>Polychaeta</i>	<i>Cirratulidae</i>		3	Indice de Simpson	0.31

Texte de lois

L 216-6 du Code de l'environnement

« Le fait de jeter, déverser ou laisser s'écouler dans les eaux superficielles, souterraines ou les eaux de la mer dans la limite des eaux territoriales, directement ou indirectement, une ou des substances quelconques dont l'action ou les réactions entraînent, même provisoirement, des effets nuisibles sur la santé ou des dommages à la flore ou à la faune, à l'exception des dommages visés aux articles L. 218-73 (rejets en mer) et L. 432-2 (délit d'atteinte au poisson et à son habitat ; législation pêche) ou des modifications significatives du régime normal d'alimentation en eau ou des limitations d'usage des zones de baignade, est puni de deux ans d'emprisonnement et de 75 000 euros d'amende. Lorsque l'opération de rejet est autorisée par arrêté, les dispositions de cet alinéa ne s'appliquent que si les prescriptions de cet arrêté ne sont pas respectées »

L 218-73 du Code de l'environnement

« Est puni d'une amende de 22 500 euros le fait de jeter, déverser ou laisser écouler, directement ou indirectement en mer ou dans la partie des cours d'eau, canaux ou plans d'eau où les eaux sont salées, des substances ou organismes nuisibles pour la conservation ou la reproduction des mammifères marins, poissons, crustacés, coquillages, mollusques ou végétaux, ou de nature à les rendre impropres à la consommation. »

L 432-2 du Code de l'environnement

« Le fait de jeter, déverser ou laisser écouler dans les eaux mentionnées à l'article L. 431-3, directement ou indirectement, des substances quelconques dont l'action ou les réactions ont détruit le poisson ou nui à sa nutrition, à sa reproduction ou à sa valeur alimentaire, est puni de deux ans d'emprisonnement et de 18 000 euros d'amende. »

Article 2 et 3 du 25 février 1975 fixant les dispositions relatives à l'application des produits antiparasitaires à usage agricole.

« Sans préjudices des dispositions prévues par les arrêtés pris en application du Code de la santé publique, toutes précautions doivent être respectées par les utilisateurs pour éviter l'entraînement des produits vers les lieux énumérées ci-dessous, quelle que soit les conditions météorologiques durant les traitements :

- a) Habitations, parcs et jardins ;*
- b) Bâtiments et parcs d'élevage ;*
- c) Points d'eau consommables par l'Homme et les animaux ainsi que les périmètres de protection des captages pris en application de l'article L.20 du code de la santé publique ;*
- d) Cultures et lieux qui, après la réglementation en vigueur, ne doivent pas au même moment être traités avec le produit utilisé ;*
- e) Bassins de piscicultures, conchyliculture, aquaculture, rizières et marais salants ;*
- f) Littoral maritime, cours d'eau, canaux de navigation, d'irrigation et de drainage, lacs et étangs 'eau douce ou saumâtres, fossés d'assainissements de voies raccordés à ces lieux ;*
- g) Ruches et ruchers déclarés*
- h) Parc d'élevage de gibier, réserves de chasse ainsi que parcs nationaux et réserve naturelle au titre respectivement, de la loi du 22 juillet 1960 et de l'article 8 bis d la loi modifiée du 2 mai 1930 ;*
- i) D'une façon générale, toutes propriétés et biens appartenant à un tiers*

Les traitements des lieux énumérées à l'article 2 peuvent être effectuées sous réserve d'utiliser des produits conformes à la réglementation en vigueur pour ces usages particuliers »

Arrêté du 13 mai 1975

Article 1

En vigueur depuis le 18 mai 1975.

« Sont exemptés de la formalité d'autorisation prévue par le décret n. 73-218 du 23 février 1973 les déversements, écoulements, jets et dépôts de nocivité négligeable dans les conditions définies aux articles 3 à 11 ci-dessous.

Le terme rejet désigne, dans le présent arrêté, soit un déversement, soit un écoulement, soit un jet. »

Article 2

En vigueur depuis le 18 mai 1975.

« L'exemption de la formalité d'autorisation ne dispense pas de l'obligation d'obtenir les autorisations prévues par d'autres réglementations ni d'épurer les effluents. Notamment les rejets dans les eaux superficielles et la mer doivent être dépourvus de matières surnageantes de toute nature, ne pas dégager d'odeurs nauséabondes, ne pas provoquer de coloration visible du milieu récepteur, ne pas être cause de dégradation des abords du point de rejet ou d'ouvrages de toute nature situés dans le milieu récepteur, ne pas porter atteinte à la santé publique ni compromettre l'équilibre biologique du milieu.

Les opérations d'épandage exemptées d'autorisation en application de l'article 6 ci-dessous doivent être réalisées dans des conditions telles qu'ils n'en résultent aucun ruissellement hors de la zone d'épandage.

Les dépôts de déchets exemptés d'autorisation en application de l'article 8 ci-dessous n'en restent pas moins soumis aux règles d'autorisation ou d'agrément découlant d'autres législations, et notamment des règlements d'urbanisme.

Les articles 3, 4, 5, 6 et 7 ci-dessous ne s'appliquent pas aux rejets composés uniquement d'eaux pluviales. »

Article 5

En vigueur depuis le 18 mai 1975.

« Les rejets effectués en mer sont exemptés de l'autorisation de déversement si les conditions suivantes sont simultanément satisfaites :

a) Le flux de pollution avant épuration est inférieur à celui produit par 500 habitants réels ou équivalents, tels qu'ils sont définis à l'article 3.

b) L'effluent rejeté n'apporte pas au milieu :

Plus de 100 grammes ; par jour d'hydrocarbures ;

Plus de 10 grammes par jour de composés cycliques hydroxylés, halogénés ou non.

c) L'effluent rejeté ne contient pas de substances inhibitrices de la vie en concentration décelable par voie biologique.

d) Le pH de l'effluent rejeté est compris entre 5,5 et 9.

e) La température de l'effluent rejeté n'excède pas 30 .C.

f) Si la température de l'effluent est supérieure à 25 .C, le débit du rejet est inférieur à 10 litres par seconde.

g) Le rejet est effectué à plus de 1000 mètres d'un gisement de coquillages, d'un parc conchylicole ou d'une zone de baignade .

Dans les zones où une protection particulière du milieu marin s'impose, les seuils définis par les conditions a, b, f et g sont rendus plus sévères par arrêté préfectoral. »